

Kenmerken van oppervlaktewaterwinning

Voordracht uit de 31e vakantiecursus in Drinkwatervoorziening 'Drinkwaterwinning in breder verband', die op 11 en 12 januari 1979 werd gehouden aan de TH Delft.

1. Kwantitatieve beschouwingen

1.1 Wateraanvoer

In tabel I is de totale wateraanvoer in Nederland in een gemiddeld jaar aangegeven. Opvallend is de sterk overheersende positie van de Rijn, zeker als in aanmerking wordt genomen, dat de verdamping in hoofdzaak in mindering van de regen gebracht kan worden. Het verschil in afvoer van Rijn en Maas wordt voor het belangrijkste deel veroorzaakt door het verschil in oppervlakte van de stroomgebieden. Voor de Rijn is dit tot aan



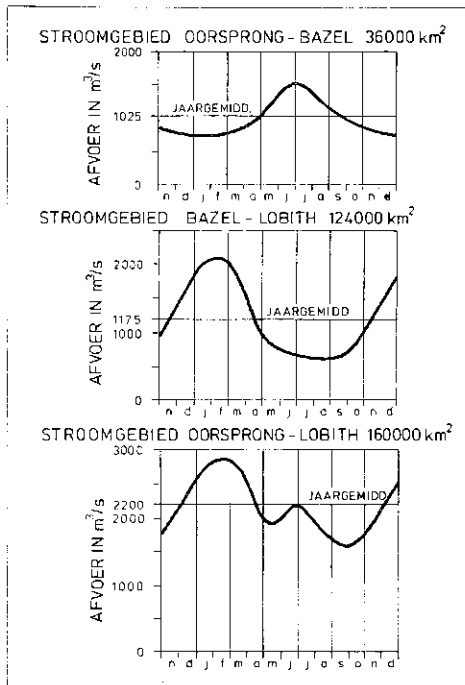
PROF. IR. P. L. KNOPPERT
NV Waterwinningbedrijf
Brabantse Biesbosch



IR. E. G. H. VREEDENBURGH
NV Waterwinningbedrijf
Brabantse Biesbosch

Lobith 160.000 km² en voor de Maas totaal 33.000 km² (waarvan 6.000 km² in Nederland). Ter vergelijking: het stroomgebied van de Donau is 800.000 km² groot en dat van de Wolga 1.500.000 km². Nog een typisch verschil tussen Rijn en Maas is de verhouding tussen de minimum en de maximum afvoer. De Rijn is een

Afb. 1 - Afvoerlijnen van de Rijn.



TABEL I - Wateraanvoer in een gemiddeld jaar.

Aanvoer	10 ⁹ m ³	%
Rijn (Lobith)	69	77
Regen	30	33
Maas (Borgharen)	8	9
Kleine rivieren	3	3
	110	122
Verdamping	20	22
	90	100

gecombineerde regen/gletscher rivier. De regenbijdrage is het hoogst in de winter en het laagst in de zomer. Voor de afvoerbijdrage vanuit het Alpen-gebied geldt het tegenovergestelde hetgeen derhalve een uitvlakkende werking op de totaalafvoer heeft (zie afb. 1). De verhouding tussen minimum en maximum afvoer bedraagt hierdoor in een gemiddeld jaar 1 : 1,8 en was in het droge jaar 1976 1 : 4,8. Voor de Maas, die een zuivere regenrivier is, zijn deze cijfers 1:11 en 1: ca. 300. Een en ander heeft ook gevolgen voor de waterkwaliteit. Immers de meeste lozingen zijn vrij onafhankelijk van de afvoer zodat er voor veel parameters bij de Maas een groter verschil is tussen de beste en de slechtste kwaliteit dan bij de Rijn. In het volgende hoofdstuk zal hierop nader worden teruggekomen.

1.2 Watergebruik

Het in ons land aangevoerde water wordt voor diverse doeleinden gebruikt, met name t.b.v. scheepvaart, voorziening van bevolking en industrie, landbouw, peilbeheersing, verziltingsbestrijding en koelwater. Het huidige en toekomstige gebruik wordt in zijn totaliteit bepaald door twee zaken, nl. de ontwikkeling van de bovengenoemde sectoren op zich zelf en de intensivering of extensivering van het gebruik binnen de afzonderlijke sectoren. Ten einde in deze zaken landelijk meer inzicht te krijgen en het beleid beter op de toekomst te kunnen richten zijn en worden voor de verschillende sectoren structuurschema's (deze overzien een periode van 30 jaar) beleidsnota's en technische toekomst plannen (10-jaren plannen) opgesteld. Voorbeelden hiervan zijn niet structuurschema drink- en industrie-watervoorziening, het structuurschema

electriciteitsvoorziening, de vaarwegnota, 1 indicatief meerjarenplan voor de bestrijding van de verontreiniging van het oppervlaktewater, het 10-jarenplan elektriciteitsvoorziening en het 10-jarenplan drink- en industriewatervoorziening. Voor de sector landbouw (met daarbij opgenomen de doorspoeling en de verziltingsbestrijding) zijn deze plannen nog niet uitgebracht.

Gezien de ontwikkeling van de landbouw en het toenemend beslag op grond- en oppervlaktewater is hieraan dringend behoefte.

Om de waterbehoefte en de ontwikkeling daarvan te kunnen afwegen tegen de aanvoer dienen door de waterbeheerders balansen te worden opgesteld, zowel voor het gehele land als voor gedeelten daarvan zoals provincie, stroomgebied, polder. Als periode geldt daarbij het gemiddelde jaar, bepaalde typen droge jaren (met bijv. 10 % resp. 2 % voorkomenskans), droge zomers en nog kortere droge perioden. De balansen moeten worden opgezet voor verschillende ontwikkelingsfasen en met meerdere scenario's en beheersvarianten. Computermodellen geven de mogelijkheid tot het verkrijgen van inzicht in complexe situaties.

In tabel II is de waterbalans voor het gehele land gegeven in een gemiddeld jaar omstreeks 2000. Er blijkt een ruime positieve sluitpost van 52 x 10⁹ m³ te zijn. De situatie ziet er echter al anders uit in een 95 % droog zomerhalfjaar (zie tabel III).

Er is toch nog steeds een positieve sluitpost. Maar er komen nog drogere zomerhalfjaren voor. In 1976 bedroeg de aanvoer uit de eerste vier bronnen van tabel III resp. 17,6 - 0,3 - 0,2 (?) en 0,3 (?) x 10⁹ m³. Bij gelijkblijvende overige bronnen en gelijkblijvende behoeften wordt het saldo nu nul. In een zomer halfjaar als van 1921 zijn aanvoer van Rijn en Maas resp. 16,2 en 0,4 x 10⁹ m³ hetgeen een negatieve sluitpost oplevert. Voorts komen er binnen het beschouwde halfjaar nog aanzienlijk drogere perioden voor. Zo was de laagste afvoer van de Rijn in 1976 793 m³/s. (De hierop gebaseerde halfjaarafvoer zou 12,5 x 10⁹ m³ zijn). De laagste bekende Rijn afvoer is 620 m³/s en alleen al de

TABEL II - Waterbalans in gemiddeld jaar omstreeks 2000.

Aanvoer	10 ⁹ m ³	%	Behoeften	10 ⁹ m ³	%
Rijn (Lobith)	69	77	Huish. verbruik	0,7	1
Regen	30	33	Ind. en overig verbruik	1,8	2
Maas (Borgharen)	8	9	Peilbeh. en wateraanvulling	3,3	4
Kleine rivieren	3	3	Doorspoeling	12,2	13
	110	122	Verziltingsbestrijding	19,8	22
Verdamping	20	22	Nieuwe Waterweg	37,8	42
	90	100	Sluitpost	52,2	58
				90	100

ABEL III - Waterbalans in een 95 % droog zomerhalfjaar omstreeks 2000.

Beschikbaar (na aftrek verdamping)	Behoeftes		10 ⁹ m ³	%	
	10 ⁹ m ³	%			
rijn (aan grens)	21,1	84	Huish. verbruik	0,4	2
Maas (aan grens)	0,7	3	Industr. en overig verbruik	1,0	2
kleine rivieren	0,5	2	Peilbeh. en aanvullende water-		
afvalneerslag tot afstroming			voorz. voor landbouw	3,3	13
omend	0,5	2	Doorspoeling	6,1	24
grondwater	0,8	3	Verziltingsbestrijding		
spaarbekkens	0,7	3	Nieuwe waterweg	9,9	39
gereinigd afvalwater	0,8	3			
			Sluitpost	20,7	82
				4,4	18
	25,1	100		25,1	100

verziltings-bestrijding aan de kop van de Hollandse IJssel vraagt 625 m³/s. Dit alles leidt tot de conclusie, dat er in bepaalde droge perioden onvoldoende zoet (oppervlakte) water ter beschikking is om aan alle behoeften integraal te voldoen. Hieruit volgt de noodzaak van een zorgvuldig uitgevoerd totaal waterbeheer, zo mogelijk de realisatie van werken om een voldoende hoeveelheid water voor verschillende beleinden te kunnen gebruiken en desnoods te stellen van prioriteiten.

3 Waterverdeling

De verdeling van het in Nederland aanvoerde water vindt via twee stroomgebieden plaats:

Rijn — Waal — Nederrijn — IJssel — IJsselmeer

Maas — Amer — Kanalen in Z.O. Nederland.

In droge tijden levert het Maassysteem geen bijdrage van betekenis. Via stuwen kan dan ook voor de scheepvaart benodigde peilstanden worden gehandhaafd. Verder is het Maassysteem van belang voor de drinkwatervoorziening en in toenemende mate voor de landbouw. Het laat zich aanzien dat in droge perioden deze laatste twee belangen concurrentie met elkaar zullen kunnen vormen.

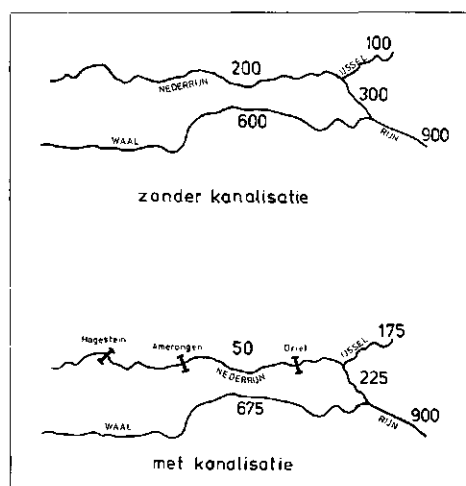
In het totale verdelingssysteem zitten een aantal kranen. De belangrijkste hiervan zijn de stuw bij Driel in de Nederrijn, waarmee de waterverdeling over de Waal enerzijds en de Nederrijn en IJssel anderzijds plaatsvindt en de Haringvlietstuizen waarmee een belangrijk deel van de afvoer in het Deltagebied wordt geregeld. Verder zijn van belang, hoewel in mindere mate, het sluiscomplex te IJmuiden en de sluis in de Dordrechtse Oosterschelde. Naast de afsluiting van het noordelijke Deltagebied (Haringvliet en Oosterschelde) heeft vooral de Rijnkanalisatie grote betekenis gehad, met name voor de scheepvaart en voor de mogelijkheid tot voorraadvorming in het IJsselmeer. Afb. 2 laat nog eens de waterverdeling zien bij een

lage Rijnafvoer van 900 m³/s met- en zonder kanalisatie.

Reeds eerder is geconstateerd dat in zeer droge perioden de totale aanvoer onvoldoende is voor een ongestoorde verdeling. Dit betekent dat dan juist de aanwezige bergingen een belangrijke rol spelen. Deze bestaan in het IJsselmeer en het Noordelijke Deltagebied. De betrekkelijk geringe toelaatbare peilvariatie vormt echter een duidelijke beperking. Zo is de toegelaten peilvariatie op het IJsselmeer slechts 20 cm (NAP ± 0,20 m tot ± 0,40 m). De huidige oppervlakte bedraagt 2000 km² hetgeen een bruikbare berging van 400 x 10⁶ m³ oplevert. Met een ingepolderde Markerwaard loopt dit terug naar 300 x 10⁶ m³. In beide gevallen is nog geen rekening gehouden met de verdamping. Een en ander betekent dat er bij langdurige perioden van lage afvoer absolute, maar vooral regionale problemen ontstaan. Een oplossing hiervoor kan worden geleverd door in uitvoering zijnde of nieuwe projecten ter verbetering van de waterverdeling. De volgende projecten dienen zich hiervoor aan:

— Noord-Zuid koppeling. Hierbij wordt het water dat via de IJssel naar het IJssel-

Afb. 2 - Waterverdeling van de Rijn met en zonder kanalisatie.



meer stroomt voor een groot deel langs het Amsterdam-Rijnkanaal teruggevoerd naar de Lek en naar een nieuw aan te leggen kanaal van Maarssen naar Bodegraven ter verbetering van de watervoorziening van Midden Zuid-Holland.

— De Zuid-Noord koppeling gecombineerd met IJsselkanalisatie. Hierbij wordt de toevoer van water naar het IJsselmeer beperkt waardoor er water in noordelijke richting gestuurd kan worden door het Amsterdam-Rijnkanaal o.a. weer ter voeding van het nieuwe kanaal Maarssen-Breukelen.

— Afsluiting van het Spui. Hierdoor zou de verzilting op de Nieuwe Waterweg beneden de Hollandse IJssel gehouden kunnen worden met 525 m³/s afvoer n.p.v. met 625 m³/s.

— Compartimentering van de Oosterschelde o.a. ter verlaging van de noodzakelijke doorspoeling via het Volkerak.

— Variaties en combinaties van bovenstaande mogelijkheden.

Het komen tot een juiste beslissing hierin is geen eenvoudige zaak. Verschillende parameters spelen hierbij een rol. De belangrijkste zijn:

— De mogelijkheden tot voorraadvorming bij hogere afvoer.

— De verdelingsmogelijkheden bij lage afvoer.

— De sectorale belangen.

- drinkwatervoorziening (met mede beschouwing van spaarbekkens en infiltratie)

- landbouw

- milieu

- koelwaterfaciliteiten.

— De kosten.

Voor een goede afweging zal nog veel studie door de waterbeheerder, Rijkswaterstaat, moeten worden verricht. Verschillende rekenmodellen staan of komen hierbij ten dienste, met name:

LAWIS: Landelijk Automatisch Water Informatie Systeem.

WAMAMO: Water Management Model, een model van het gehele transport- en verdeelsysteem.

PAWN: Policy Analysis for the Watermanagement of the Netherlands, een integrale beleidsanalytische studie die samen met de Rand Corporation (U.S.A.) wordt uitgevoerd t.b.v. het in voorbereiding zijnde Structuurschema Waterhuishouding. Het wettelijk kader waarbinnen de verschillende maatregelen tenslotte zullen moeten plaats vinden zal worden bepaald door:

— Wet Verontreiniging Oppervlaktewater.

— Grondwaterwet (in behandeling).

TABEL - IV *Vergelijking van enkele parameters volgens IAWR en EEG.*

Parameters	IAWR				EEG						
	A	B	G	A1	I	G	A2	I	G	A3	I
<i>Algemene parameters</i>											
Zuurstofdeficiet (%)	20	40	< 30	—	—	< 50	—	—	< 70	—	—
El.geleidingsvermogen (mS/m)	700	1000	1000	—	—	1000	—	—	1000	—	—
Kleur (mg/l Pt)	5	35	10	20	—	50	100	—	50	200	—
Reukbelasting (drempelwaarde)	10	100	3	—	—	10	—	—	20	—	—
<i>Anorganisch</i>											
Totaal opgeloste stoffen (mg/l)	500	800	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Chloride (mg/l)	100	200	200	—	—	200	—	—	200	—	—
Ammonium (mg/l)	0,2	1,5	0,05	—	—	1	1,5	—	2	4	—
Chroom (mg/l)	0,03	0,05	—	0,05	—	—	0,05	—	—	0,0	—
Cadmium (mg/l)	0,005	0,01	0,001	0,005	—	0,001	0,005	—	0,001	0,0	—
Kwik (mg/l)	0,0005	0,001	0,0005	0,001	—	0,0005	0,001	—	0,0005	0,0005	0,0
Zink (mg/l)	0,5	1,0	0,5	3	—	1	5	—	1	5	—
<i>Organisch</i>											
Chemisch zuurstof verbruik (mg/l)	10	20	*	*	—	*	*	—	30	—	—
Koolwaterstoffen (mg/l)	0,05	0,2	—	0,05	—	—	0,2	—	0,5	1	—
Detergenten (als TBS) (mg/l)	0,1	0,3	0,2	—	—	0,2	—	—	0,5	—	—
Vluchtige fenolen (mg/l)	0,005	0,01	—	0,001	—	0,001	0,005	—	0,01	0,1	—
Organisch gebonden chloor (totaal) (mg/l)	0,05	0,1	*	*	—	*	*	—	*	*	—
Organische chloorpesticiden (totaal) (mg/l)	0,05	0,01	0,1	—	—	0,2	—	—	—	0,0	—
Cholinesteraseremmende stoffen als parathionequivalent (mg/l)	0,03	0,05	—	0,001	—	—	0,0025	—	—	—	—

* Wordt nog vastgesteld.

— Wet op de bodemverontreiniging (in behandeling) ter bescherming van de kwaliteit van het grondwater.

— Wet op de waterhuishouding (in voorbereiding) waarin de kwantitatieve aspecten van het oppervlaktewater zullen worden geregeld.

2. Kwalitatieve beschouwingen

Onderstaand volgt een korte beschouwing over de kwaliteit van het oppervlaktewater in Nederland voorzover dit wordt gebruikt voor de drinkwatervoorziening. Er is hierover reeds zeer veel bekend, zodat slechts met enkele grepen zal worden volstaan, hoofdzakelijk betrekking hebbend op Rijn, Maas en IJsselmeer.

2.1. Internationaal beheer

Waar het in ons land gebruikte oppervlaktewater voor een zo groot deel afkomstig is van Rijn en Maas is het bij een kwaliteitsonderzoek van belang om na te gaan welke internationale regelingen en gemeenschappen er in de stroomgebieden van deze rivieren bestaan. Daar verondersteld mag worden dat de inhoud en het karakter hiervan genoegzaam bekend zijn zal hier slechts met een kort overzicht worden volstaan.

— De „Internationale Commissie voor de bescherming van de Rijn tegen verontreinigingen”. In deze commissie hebben de Rijn-oeverstaten zitting: Zwitserland, Duitsland, Frankrijk, Luxemburg, Nederland en vanaf 1976 ook de EEG. De commissie werkt sedert 1950 hoewel de officiële overeenkomst pas in 1963 te Bern werd getekend.

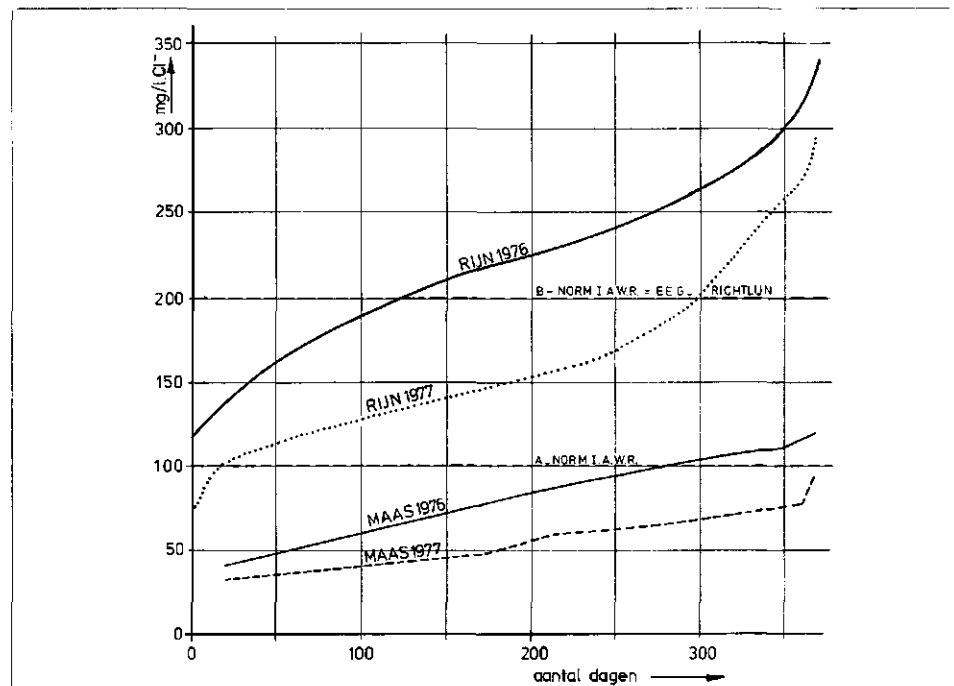
Het voornaamste werk van de commissie bestaat uit het verrichten van regelmatig onderzoek naar de kwaliteit van het Rijnwater, het doen van voorstellen ter verbetering van de kwaliteit en het voorbereiden van internationale regelingen. De commissie heeft helaas geen verordenende bevoegdheid.

Na voorbereidend werk van de „Rijncommissie” werden in december 1976 te Bonn twee overeenkomsten getekend:

— De 'Overeenkomst inzake de bescherming van de Rijn tegen chemische verontreiniging'. Dit is een raamverdrag dat nader moet worden uitgewerkt en dat het tegengaan van de verontreiniging beoogt door een lozingsverbod van de z.g. zwarte lijst-stoffen en door het verminderen van de lozing van z.g. grijze-lijst-stoffen.

— De „Overeenkomst inzake de bescherming van de Rijn tegen verontreiniging door chloriden”. Dit verdrag, dat overigens no

Afb. 3 - Duurlijnen van het chloridegehalte (1976 en 1977) van de Rijn (Lobith) en de Maas (Keizersveer).



teeds niet door alle landen (met name Frankrijk) is geratificeerd heeft tot doel te verminderen van de zoutlast.

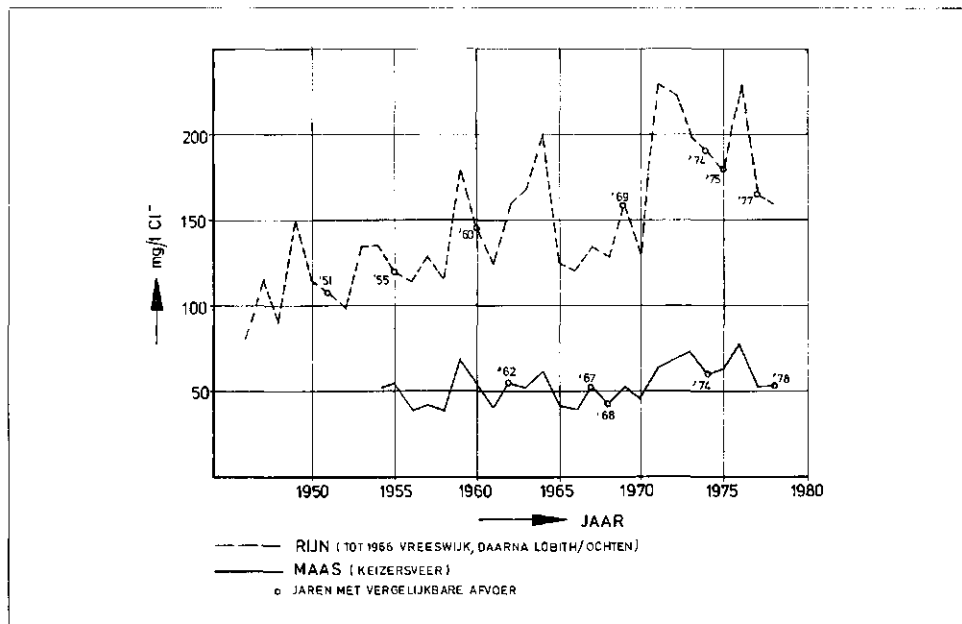
– Door de EEG is in juni 1975 vastgesteld en „Richtlijn van de Raad betreffende de vereiste kwaliteit van het oppervlaktewater, dat bestemd is voor de productie van drinkwater in de lidstaten”. Op grond van het verdrag van Rome moet deze richtlijn 2 jaar na de vaststelling zijn opgenomen in de nationale wetgeving. In de richtlijn zijn voor een aantal parameters grenswaarden (imperatief) en gewenste waarden opgenomen. De hoogte van deze waarden is niet eenduidig, maar is afhankelijk van de zuiveringsprocedures die bij de drinkwaterbereiding worden toegepast. Men kent 3 categorieën:

- 1: Eenvoudige fysische behandeling en desinfectie.
- 2: Normale fysische en chemische behandeling en desinfectie.
- 3: Grondige fysische en chemische behandeling, raffinage en desinfectie.

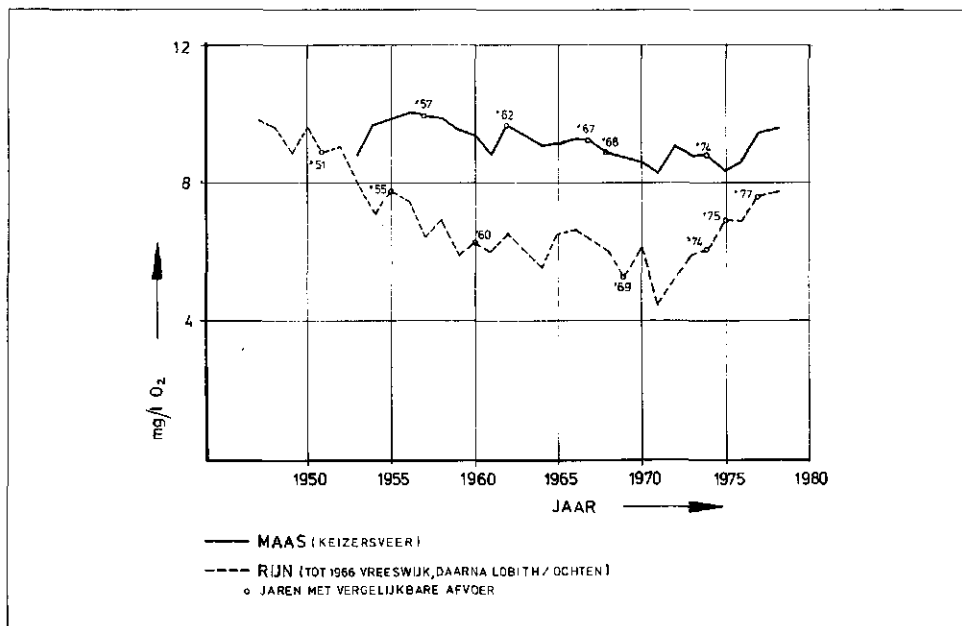
– De „Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet” is een vereniging die is opgericht in 1970 en waarin ruim 80 waterleidingbedrijven uit de Rijnoversteden samenwerken om te komen tot verbetering van de kwaliteit van het Rijnwater. De IAWR heeft in 1973 een memorandum uitgegeven „Rheinwasserverschmutzung und Trinkwassererwinnung”. Hierin zijn ondermeer kwaliteitsnormen opgenomen voor oppervlaktewater om daaruit met behulp van natuurlijke zuiveringsprocessen drinkwater te kunnen maken. Dit zijn de z.g. A normen die gelden als na te streven kwaliteitsdoel voor alle oppervlaktewater waaruit drinkwater wordt bereid. Daarnaast zijn opgenomen z.g. B normen, die als tijdelijke maatregel kunnen worden geaccepteerd indien naast de bovengenoemde zuiveringsprocessen nog chemische-fysische processen worden toegepast.

In tabel IV zijn een aantal parameters bijgebracht, die zowel in het IAWR memorandum als ook in de EEG richtlijn voorkomen. Bij vergelijking blijkt dat de IAWR-A normen redelijk overeenkomen met de EEG — A1G en de IAWR — B normen met de EEG — A2G. Een principieel verschil tussen de IAWR- en de EEG normen is dat de IAWR zegt dat in feite alleen de A normen blijvend acceptabel zijn terwijl de EEG de categorieën A1, 2 en A3 naast elkaar zet waardoor het vraagstuk groot is dat men bij het terugkijken van de verontreiniging niet verder komt dan A3.

– Tenslotte valt er nog het „Maasakkoord” te vermelden, een in 1974 gereed



Afb. 4 - Het chloridegehalte van het Rijn- en Maaswater.



Afb. 5 - Het zuurstofgehalte van het Rijn- en Maaswater.

gekomen overeenkomst tussen België en Nederland, waarbij hoeveelheid en kwaliteit van het Maaswater aan de Nederlands-Belgische grens zijn geregeld. Helaas bestaat er in België nog steeds geen bereidheid tot ratificatie van deze overeenkomst zodat er t.a.v. de afvoer van de Maas nog steeds niets is geregeld en er t.a.v. de kwaliteit in feite alleen op de EEG richtlijn kan worden teruggevalen.

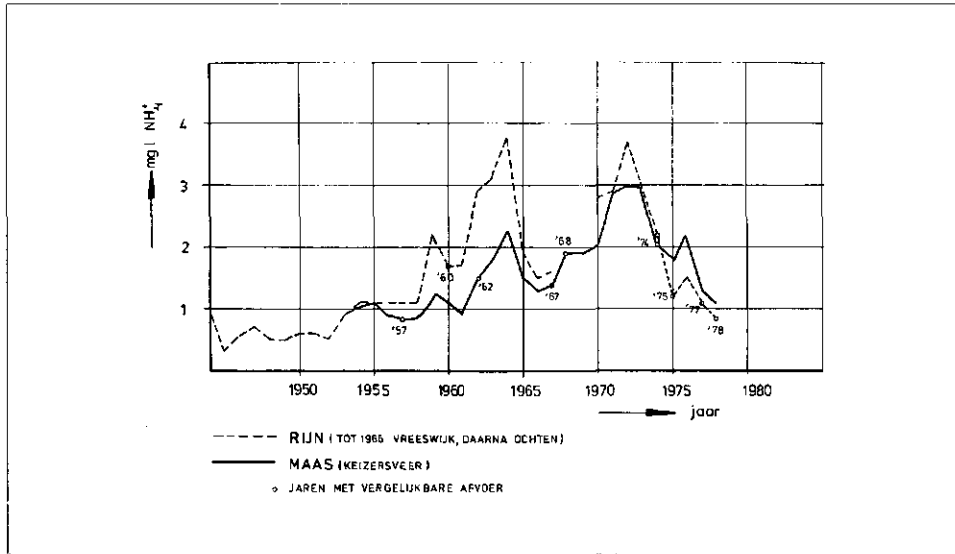
2.2. Gehalten van een aantal stoffen in Rijn- en Maaswater.

In de afb. 3 t/m 8 is van enige anorganische stoffen het gehalte in Rijn en Maas aangegeven over een langere periode.

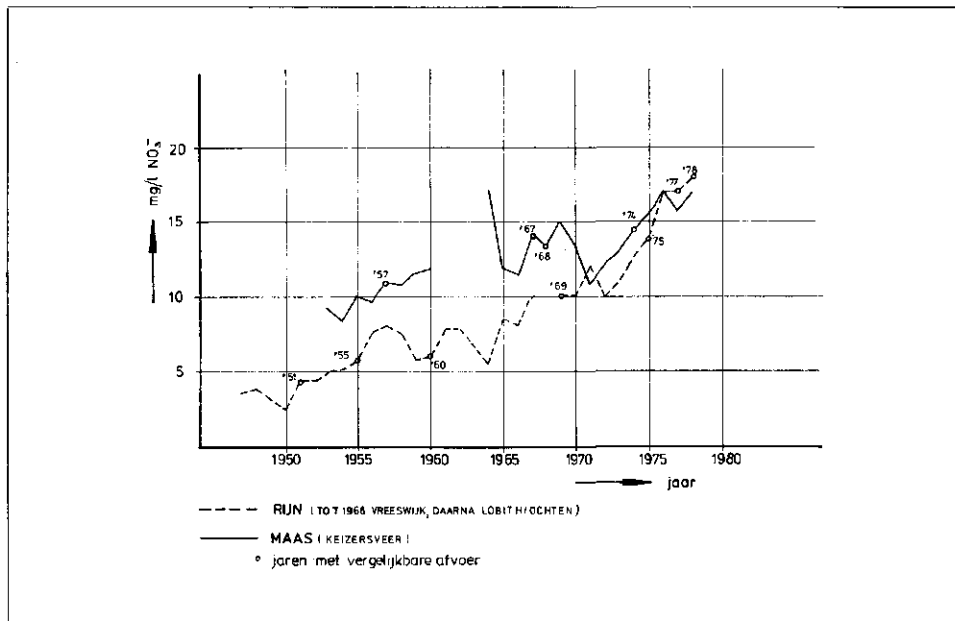
Afb. 3 laat de duurlijnen zien van het Cl-gehalte in Rijn en Maas in de jaren 1976 en 1977. Tevens zijn de IAWR normen aangegeven. Hieruit blijkt dat de Rijn zelfs in het jaar 1977, toen de afvoer nog iets boven het gemiddelde was, bijna permanent boven de A-norm en 300 dagen boven de B-norm lag. De Maas lag in 1977 geheel beneden de A-norm en kwam hier in het zeer droge jaar 1976 ongeveer 80 dagen bovenuit.

Afb. 4 vertoont het chloride gehalte in Rijn en Maas vanaf de 50-er jaren tot 1978.

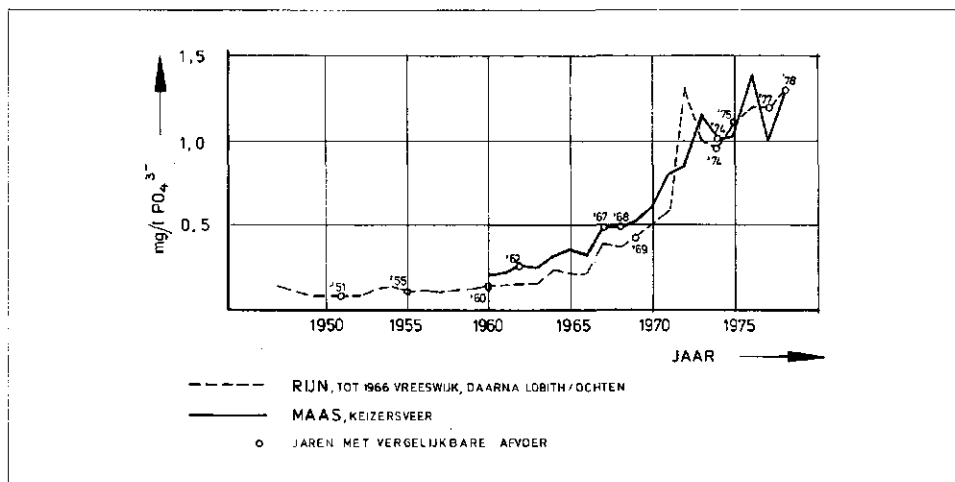
In afb. 5 is het gemiddelde zuurstofgehalte aangegeven gedurende de laatste



Afb. 6 - Het ammoniumgehalte van het Rijn- en Maaswater.



Afb. 7 - Het nitraatgehalte van het Rijn- en Maaswater.



Afb. 8 - Het orthofosfaatgehalte van het Rijn- en Maaswater.

25 jaar. De Rijn vertoont een verbetering vanaf het begin der zeventiger jaren, een gevolg van de belangrijke aanbouw van afvalwaterzuiveringsinstallaties in het stroomgebied. De lichte achteruitgang die de Maas vertoonde is in 1975 omgeslagen een verbetering eveneens door een toegenomen zuivering van afvalwater. Afb. 6 laat het ammoniumgehalte zien. Beide rivieren ontlopen elkaar niet veel. Vanaf 1973 is een beduidende verbetering ingetreden om dezelfde reden als bij het zuurstofgehalte. Daar staat echter tegenover dat vanaf dezelfde tijd het nitraatgehalte is gestegen (zie afb. 7). Het ligt weliswaar nog beneden de IAWR norm van 25 mg/l (A zowel als B), maar bedacht moet worden dat het hier om jaargemiddelden gaat. Het maximum gehalte overschrijft in beide rivieren de norm.

Afb. 8 vertoont tenslotte het verloop van het gemiddelde gehalte aan orthofosfaat. Ook hier zijn beide rivieren praktisch gelijk. Het niveau is echter veel te hoog. De A1G norm van de EEG is 0,4 mg/l en de A2G en A3G normen zijn 0,7 mg/l.

Van groot belang voor de toxische hoedanigheid van het water zijn de organische microverontreinigingen. De in Rijn en Maas normaal voorkomende gehalten zijn niet zodanig hoog dat er gevaar voor acute toxiciteit bestaat. Anders ligt het echter t.a.v. de chronische toxiciteit. Van veel stoffen is bekend dat zij chronisch toxisch zijn voor in het water levende organismen (bijv. vissen). Hoe dit vertaald moet worden naar de mens is nog niet duidelijk; een potentieel gevaar mag derhalve niet worden uitgesloten. Het betreft hier een zeer groot aantal stoffen, hoofdzakelijk van industriële herkomst, die nauwelijks en zeker niet bedrijfsmatig stuk voor stuk kunnen worden bepaald. Er wordt daarom gewerkt aan het vaststellen van goede groepsparameters zoals opgelost organisch gebonden chloor (EOC1 of AOC1), organofosfor, organozwavel, organostikstof, polycyclische aromaten. Een concentratieniveau van deze stoffen is in het algemeen nog laag te noemen, hoewel in de Maas beduidend lager dan in de Rijn. Een aantal stoffen wordt de laatste jaren reeds routinematig bepaald. Een overzicht is gegeven in tabel V.

Ook de anorganische microverontreinigingen die in Rijn en Maas voorkomen zijn van toxicologisch belang. In tabel VI een overzicht gegeven van de gemiddelde concentratie van een aantal van deze stoffen in de jaren 1972 t/m 1978. Hieruit blijkt dat de Rijn voor bijna alle genoemd stoffen niet onaanzienlijk vooruitgegaan is. Voor chroom en koper geldt dit ook voor de Maas. Verder is de Maas ook door dez

TABEL V - Organische microverontreinigingen in het Rijn- en Maaswater (ongefiltreerde monsters) Rijn te Ochten, Maas te Kerksloot en Keizersveer

Parameter	Rivier	Jaar					
		1973	1974	1975	1976	1977	1978
Fluorantheen	μg/l	Rijn			0,16	0,22	0,14
1.12 Benzo-luorantheen	μg/l	Rijn			0,03	0,02	0,05
3.4 Benzo-luorantheen	μg/l	Rijn			0,06	0,04	0,10
1.12 Benzo-eryleen	μg/l	Rijn			0,08	0,05	0,07
1.4 Benzo-eryleen	μg/l	Rijn			0,05	0,02	0,08
Indeno (1.2.3.c.d.) yreen	μg/l	Rijn			0,06	0,04	0,07
Hexachloorbenzeen (HCB)	μg/l	Rijn	0,10	0,03	0,08	0,05	0,04
		Maas	0,02	0,02	0,01	<0,01	<0,01
α-Hexachloorcyclohexaan (HCH)	μg/l	Rijn			0,06	<0,01	<0,01
		Maas			0,02	0,01	<0,01
β-Hexachloorcyclohexaan (HCH)	μg/l	Rijn			0,07	<0,01	0,01
		Maas			0,02	0,04	0,01
Cholinesterase-remmers	μg/l	Rijn		0,68	0,08	0,03	0,03
		Maas		0,08	0,48	0,24	4,6(?)

TABEL VI - Anorganische microverontreinigingen in het Rijn- en Maaswater (ongefiltreerde monsters) Rijn te Ochten, Maas te Keizersveer

Parameter	Rivier	Jaar							
		1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	
Chroom (Cr)	μg/l	Rijn	—	45	34	24	35	29	23
		Maas	11	7	8,5	5,5	6,5	5,5	3,0
Coper (Cu)	μg/l	Rijn	48	32	22	17	22	14	12
		Maas	12	20	14	9	8	7	4
Zink (Zn)	μg/l	Rijn	190	218	165	125	200	95	100
		Maas	110	180	144	87	115	115	116
Arsen (As)	μg/l	Rijn	—	—	—	—	6	9	7
		Maas	—	—	—	5,1	7,5	6,8	6,5
Cadmium (Cd)	μg/l	Rijn	—	3,0	2,1	2	2,9	1,9	1,5
		Maas	1,5	1,5	2,0	1,0	1,0	1,5	1,0
Kwik (Hg)	μg/l	Rijn	1,1	1,1	0,6	0,5	0,5	0,4	0,3
		Maas	0,2	0,1	0,3	0,1	0,1	0,2	0,2
Lood (Pb)	μg/l	Rijn	30	38	19	14	28	21	17
		Maas	10	<10	31	14	13	16	11

stoffen in het algemeen minder verontreinigd dan de Rijn.

2.3 Kwaliteitsvariaties bij Maas en Rijn.

In het voorafgaande zijn steeds de gemiddelde jaarconcentraties gegeven. Het is duidelijk dat voor de winning van oppervlaktewater t.b.v. de drinkwatervoorziening niet alleen de gemiddelden maar ook de maxima bepalend zijn voor het systeem. Blijven de maxima beneden de gestelde normen en is voldoende afvoer verzekerd kan — afgezien van calamiteitsvoorzieningen — rechtstreekse waterwinning voor het zuiveringsbedrijf plaatsvinden. Bij de Rijn is dit duidelijk niet het geval. Dit betekent dat bij winning van Rijnwater voorraadvorming nodig is om perioden met aanvaardbare kwaliteit te overbruggen. Ook bij winning van Maaswater is voorraadvorming nodig; in elk geval om kwanti-

tatieve redenen. Als een gevolg van de overbruggingsmogelijkheid zal dus over een jaar gezien niet de gemiddelde kwaliteit worden ingenomen, maar een andere. In-

TABEL VII - Berekening verhoudingsgetallen van de max. en min. gemeten waarden van de Maas en de Rijn alsmede het quotient van deze verhoudingsgetallen voor beide rivieren.

Parameter	1976		1977	
	max. min.		max. min.	
	Maas	Rijn	Maas	Maas
	Eijsden	Ochten	Rijn	Rijn
Afvoer	ca 300	4,87	ca 61	44,18
Slib	32,35	8,06	6,49	78,30
Gel.verm.	2,65	2,12	1,25	2,80
Cl ⁻	5,54	2,74	2,02	5,78
HCO ₃ ⁻	2,14	1,38	1,55	2,56
SO ₄ ⁻	2,32	1,66	1,40	2,20
F ⁻	12,50	2,44	5,11	36,0
Na ⁺	6,65	2,26	2,94	5,17
K ⁺	2,95	1,81	1,63	2,20
Ca ⁺⁺	2,25	1,46	1,54	2,21
Mg ⁺⁺	3,28	1,50	2,19	5,01
Tot. hardheid	2,09	1,56	1,34	2,08

dien alle verontreinigende stoffen zich op dezelfde wijze gedroegen — bijv. direct gecorreleerd waren aan de afvoer — zou dit voor alle stoffen een betere kwaliteit zijn. Dit is evenwel niet zo, maar aangezien veel parameters redelijk, danwel enigermate correleren met de afvoer betekent dit dat bij overbrugging de ingenomen kwaliteit voor deze parameters beter is dan de gemiddelde; voor sommige parameters kan het echter slechter zijn. De afwijkingen zullen groter zijn naarmate de verhouding tussen maximum en minimum gemeten waarde groter is.

In tabel VII zijn voor de jaren 1976 en 1977 de verhoudingsgetallen van de maximum en minimum gemeten waarden van de afvoeren en van een aantal klassieke parameters van Rijn en Maas bepaald. Deze verhoudingsgetallen zijn voor de Maas alle hoger dan voor de Rijn. Daarom is ook nog het quotient van de verhoudingsgetallen van Maas en Rijn bepaald. Wat vooral opvalt is dat de cijfers van het zeer droge jaar 1976 niet wezenlijk verschillen van die van het normale jaar 1977. De mediaan van de quotienten bedraagt in 1976 1,63 en in 1977 1,50. Dit betekent dat „overall” de verhouding tussen max. en min. waarden bij de Maas 1,5 à 1,6 maal zo hoog is als bij de Rijn. Derhalve zal bij de aanwezigheid en het gebruik van berging de kwaliteit van het ingenomen water uit de Maas verder afwijken van de gemiddelde jaarkwaliteit dan van dat wat wordt onttrokken aan de Rijn. Voor de meeste parameters zal de afwijking in gunstige zin zijn, voor sommigen in ongunstige zin. Tot de laatste categorie zullen vooral die parameters behoren die afnemen door zelfreinigingsprocessen en waarvan de afbraakcoëfficiënt sterk beïnvloed wordt door de watertemperatuur.

2.4 Vergelijking tussen Rijn- en IJsselmeerwater.

Het IJsselmeer wordt in hoofdzaak gevoed

TABEL VIII - *Vergelijking van de kwaliteit in het IJsselmeer te Andijk en de Rijn te Ochten*

Parameter	Plaats	Jaar					
		1972	1973	1974	1975	1976	1977
Verzadigingspercentage O ₂ * (max./min.)	Rijn	74/37	80/28	82/38	90/48	100/38	101/50
	Andijk	134/83	135/41	170/68	156/80	139/41	121/62
Slib gedroogd bij 110 °C	Rijn	45,9	46	38	34	48	34
	Andijk	26	38	27	22	22	18
Chloride (Cl ⁻)	Rijn	231	207	193	168	230	166
	Andijk	298	254	236	188	264	223
TOC	Rijn	NB	7,0	7,0	6,5	7,1	5,6
	Andijk	NB	7,1	8,3	10,6	10,1	8,6
Kleur	Rijn	38	30	31	23	36	29
	Andijk	22	23	27	25	29	21
Smaakgetal	Rijn	36	43	33	20	32	18
	Andijk	11	8	3	4	NB	NB
Vluchtige fenolen	Rijn	10	11	10	7	13*	11*
	Andijk	—	4	7	6	6	7*
Chlorophyl a* (max./min.)	Rijn	NB	NB	NB	54/0,43	151/0,03	90/0
	Andijk	NB	NB	NB	372/15	295/2	220/5
Ammonium (NH ₄ ⁺) (mg/l)	Rijn	3,7	2,9	2,2	1,2	1,5	1,1
	Andijk	0,55	0,31	0,31	0,24	0,47	0,33
Orthofosfaat (PO ₄ ³⁻)	Rijn	0,995	0,86	0,88	1,10	1,24	1,24
	Andijk	0,49	0,16	0,15	0,25	0,27	0,26
Cadmium*	Rijn	NB	3,0	2,1	2,0	2,9	1,9
	Andijk	0,8	0,6	0,5	0,3	0,3	0,2
Kwik*	Rijn	1,1	1,1	0,6	0,5	0,5	0,4
	Andijk	0,8	0,5	0,4	0,4	0,3	0,3
MPN colibacteriën per ml	Rijn	270	1100	262	126	112	145
	Andijk	6,5	1,9	0,79	1,5	1,01	1,12

* Ongefiltreerd.

door de Rijn. In de kwaliteit van het water komt dit vooral tot uiting in die parameters die niet of weinig beïnvloed worden door zelfreiniging, bezinking en andere processen die de in het water aanwezige concentraties beïnvloeden. Dit zijn met name de anorganische parameters, zoals geleidingsvermogen, chloride, sulfaat, natrium en kalium. Door de menging die in het IJsselmeer plaats vindt treedt een duidelijke uitvlakking op terwijl door de grote inhoud van het IJsselmeer een niet onaanzienlijke traagheid optreedt.

Zo werkte bijv. de zeer hoge concentratie aan zouten in de Rijn in het jaar 1976 nog gedurende het hele jaar 1977 in het IJsselmeer door. Voorts wordt de concentratie aan zouten in het IJsselmeer nog verhoogd t.o.v. de Rijn als een gevolg van zoute kwel, zout uitslagwater en zout schutwater. Overigens vertoont het IJsselmeer duidelijk een eigen karakter waar het de waterkwaliteit betreft, zoals ook van een dergelijk groot bekken te verwachten is.

Uitvlakking werd in dit verband reeds genoemd; het optreden van bezinking, zelfreiniging en algengroei is eveneens duidelijk waar te nemen. In tabel VIII zijn een aantal karakteristieke parameters van Rijn en IJsselmeer (Andijk) naast elkaar gezet voor de jaren 1972 t/m 1977.

3. Voorraadvorming

3.1 Overwegingen m.b.t. voorraadvorming

Onttrekking van water aan oppervlaktewateren t.b.v. de drinkwatervoorziening kan

op de volgende wijzen geschieden:

- directe onttrekking;
 - indirecte onttrekking door winning op korte afstand van de rivier (oeverfiltratie);
 - indirecte onttrekking via een open of gesloten buffervoorraad (resp. spaarbekkens en berging in de ondergrond door infiltratie).
- Kenmerkend voor de oppervlaktewaterwinning in Nederland is, dat in vrijwel alle gevallen indirecte onttrekking van water voor de openbare watervoorziening via een open of gesloten buffervoorraad plaatsvindt (zie tabel IX).

Hierbij vervult de buffervoorraad één of meer van de volgende functies:

- overbrugging van perioden waarin waterinname als gevolg van door accidentele verontreinigingen veroorzaakte calamiteiten niet mogelijk is (calamiteitenbuffer).
- overbrugging van perioden waarin inname van water uit kwantitatieve over-

wegingen beperkt of gestopt moet worden.

— overbrugging van perioden waarin inname van water uit kwalitatieve overwegingen verminderd of gestopt moet worden. (selectieve inname)

— het realiseren van een kwaliteitsverbetering door menging van het ingenomen water met de inhoud van de buffervoorraad (afvlakking) en zelfreiniging.

Eveneens kenmerkend voor de oppervlaktewaterwinning in Nederland is de toepassing van meestal zeer grote eenheden. Dit komt voort uit het beperkte aantal winmogelijkheden (vnl. de Rijn, de Maas en het IJsselmeer), waardoor grotere afstanden tussen winplaats en voorzieningsgebied ontstaan. Door grote eenheden te bouwen, kunnen de kosten per m³ water, als gevolg van de sterke kostenregressie bij toenemende grootte van een project, op een aanvaardbaar niveau worden gehouden. Zoals uit tabel IX blijkt, bestaat ca. 30 % van de voor de openbare drinkwatervoorziening gewonnen waterhoeveelheid uit oppervlaktewater. Hiervoor zijn een groot aantal buffervorraden in de vorm van duinfiltraties en bekkens beschikbaar. Volgens recente RID-prognoses tot het jaar 2010 zal het gebruik van oppervlaktewater nog verder toenemen, zij het niet in de mate zoals in het structuurschema 1972 is aangegeven.

In het structuurschema 1972 werd voor de nabije en verdere toekomst een vrij groot aantal mogelijkheden voor het uitbreiden van bestaande en het aanleggen van nieuwe buffervorraden opgesomd.

Het is thans wel zeker dat een belangrijk deel van de opgesomde projecten niet tot uitvoering zal behoeven te komen. Dit maakt een grondige belangenafweging mogelijk.

De aspecten die de uiteindelijke dimensionering van de buffervoorraad bepalen zullen van geval tot geval verschillen. Vrijwel altijd is in de Nederlandse situatie een calamiteitenvoorraad nodig, tenzij geheel op een andere bron kan worden overgeschakeld. De noodzaak tot overbrugging uit oogpunt van kwantiteit en

TABEL IX - *Herkomst van het door de openbare watervoorziening afgeleverde water in 1976 (x 10⁶ m³/j). (vrij naar waterleidingstatistiek)*

Regio	Grond- en duinwater (niet geïnfiltrateerd)	Oppervlaktewater					Tot. grond/duin- en opp. water per regio
		Geïnfiltrateerd	Water uit bekkens	Oeverfiltratie (geschat)	Rechtstreekse onttrekking	Totaal opp. water	
Noord	112	—	—	—	5	5	117
Oost	173	6	—	—	—	6	179
Noord-West	121	79	22	—	—	101	222
Zuid-West	147	59	135	10	—	204	351
Zuid	165	—	—	—	—	—	165
Totaal	718	144	157	10	5	316	1.034

waliteit zal bij ieder project afzonderlijk oordeeld moeten worden.
 n de paragrafen 3.2, 3.3 en 3.4 zullen t.a.v. le uit oogpunt van calamiteit, kwantiteit n kwaliteit benodigde overbruggings- ertijden voor de verschillende bronnen een antal overwegingen worden gegeven.
 Voor de voorraadvorming uit oogpunt van fvlakking en zelfreiniging wordt naar de ijdragen van Oskam en Van Puffelen erwezen.

2. Voorraadvorming i.v.m. calamiteiten
 Een calamiteit kan worden gedefinieerd ls een ten gevolge van een accidentele ver- ontreiniging optredende meestal tijdelijke terke achteruitgang van de waterkwaliteit, lie het water ondergeschikt maakt voor de roductie van drinkwater.

Dezien de hoge graad van industrialisering langs de Rijn en Maas en de betekenis van lie rivieren voor de scheepvaart is het optreden van een calamiteit zeker niet denk- eeldig.

In Nederland is in 1969 als gevolg van een ndosulfan-lozing in Duitsland sprake ekeest van een calamiteit, die leidde tot het taven van de waterinname gedurende angere tijd. Verder wordt jaarlijks een rij groot aantal gevallen van accidentele erontreiniging gemeld, soms gepaard aande met massale vissterfte.

De berekening van de benodigde over- ruggingsperiode i.v.m. het optreden van en calamiteit kan in hoofdlijnen als volgt vorden opgezet [2, 3 en 4]:

1. Analyse van de kans van optreden van en calamiteit in functie van de verschillen- e mogelijke oorzaken ervan.

2. Vaststellen van grens-concentraties van evaarlijke stoffen, waarbij geen water meer al worden ingenomen.

3. Bepalen van het verloop in de tijd van e concentratie van de gevaarlijke stof p.v. het innamepunt na een accidentele erontreiniging bovenstrooms.

4. Vaststellen van de concentratie afnemen als evolg van:

- verspreiding in het water (dispersie);
- verdamping;
- adsorptie aan het sediment;
- chemische en micro-biologische afbraak.

De concentratieverandering van stoffen in ivieren, estuaria en meren is en wordt ntensief bestudeerd. Voor rivieren wordt eelal gebruik gemaakt van de volgende p een diffusiemodel gebaseerde betrekking 3, 5]:

$$c(x, t) = \frac{M}{2.A. \sqrt{\pi \cdot D_1 \cdot t}} \cdot \exp$$

$$\left\{ \frac{-(x-v \cdot t)^2}{4 \cdot D_1 \cdot t} \right\} \cdot 2 \cdot T^{-t} \quad (1)$$

waarin:

- c = de concentratie van de geloosde stof (kg/m³)
- x = de afstand vanaf de puntlozing langs de rivier (m)
- t = tijd (s)
- M = geloosde massa (kg)
- A = oppervlakte van de dwarsdoorsnede van de rivier (m²)
- D₁ = ééndimensionale dispersiecoëfficiënt (m²/s)
- v = gemiddelde snelheid van de geloosde stof (m/s)
- T = halfwaardetijd bij 1e-orde proces (l/s)

De term 2^T in betrekking (1) geeft een benadering van de vermindering van de concentratie door omzetting t.g.v. verdamp- ing, adsorptie en afbraak. Hierbij wordt ervan uitgegaan, dat de concentratie c door omzetting volgens een 1^o-orde proces af- neemt. Voor een 1^o-orde proces geldt:

$$\frac{dc}{dt} = -k \cdot c \quad (2)$$

Na oplossing van deze differentiaal- vergelijking wordt verkregen:

$$c = c_0 \cdot \exp(-k \cdot t) \quad (3)$$

waarin:

- c₀ = concentratie op het tijdstip t₀ = (kg/m³)

Door invoering van een halfwaardetijd T (de tijd die nodig is om de concentratie c tot 50 % van de aanvangsconcentratie c₀ te laten dalen) kan (3) worden geschreven als:

$$c = c_0 \cdot 2^{-t/T} \quad (4)$$

De overige termen in betrekking (1) beschrijven de vermindering van de concentratie t.g.v. dispersie. De dispersie- coëfficiënt D₁ is hierbij een experimenteel te bepalen factor. Aangezien echter D₁ voor de grote Nederlandse rivieren niet experimenteel is vastgesteld dient een schatting te worden gemaakt op basis van in de literatuur gegeven formules.

d. Berekening aan de hand van de onder a, b en c bepaalde gegevens van de benodigde overbruggingsperioden in functie tot de kans van optreden van de calami- teiten met verschillende oorzaken en stoffen.

Voor de Rijn en het IJsselmeer zijn, i.v.m. plannen voor aanleg van een spaarbekken t.b.v. de drinkwatervoorziening in het IJsselmeer, door Rijkswaterstaat uitvoerige studies verricht naar de benodigde buffer-

voorraad uit calamiteitsoogpunt [3, 5]. De hierbij gevolgde werkwijze is in hoofd- lijnen onder a t/m d beschreven.

Op basis van deze studies wordt voor op de Rijn aangewezen buffervoorraden een overbruggingsperiode van 1 maand aan- bevolen [2].

Voor het IJsselmeer zijn nog geen definitie- tieve conclusies getrokken, doch mag op een overbruggingsperiode, afhankelijk van het toelaatbaar geachte risico, van één tot meerdere maanden worden gerekend.

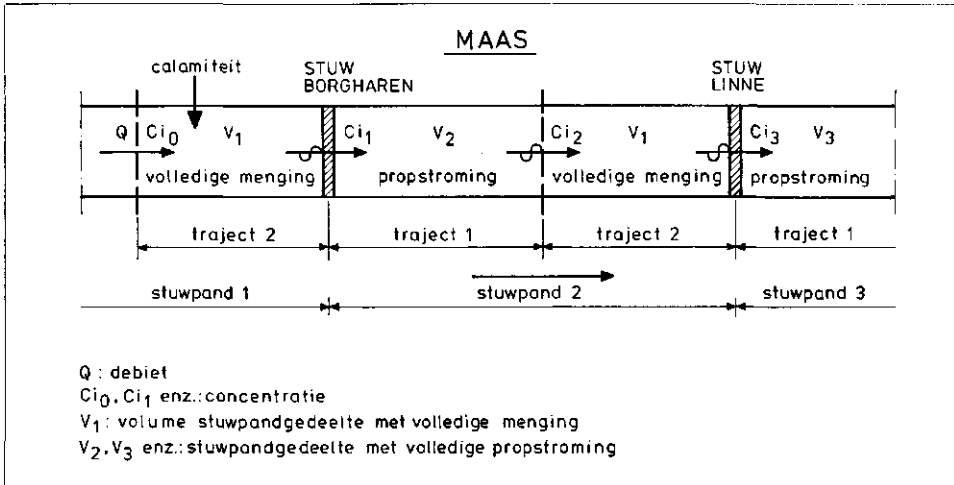
Voor de Maas zijn nog geen calamiteits- berekeningen opgezet. In het kader van deze vakantiecursus hebben wij voor deze rivier enkele eerste berekeningen gemaakt t.a.v. het eerder beschreven aspect c, het verloop in de tijd van de concentratie van een ge- vaarlijke stof t.p.v. het innamepunt na een accidentele verontreiniging bovenstrooms. Het probleem hierbij is, dat de Maas een gestuwde rivier is. In Nederland bevinden zich 7, in België 19 en in Frankrijk 59 stuwen. De afvoer van de Maas kan verder gedurende langere tijd tot 0 dalen om daarna enkele dagen snel op te lopen (bijv. tot 50 m³/s) en weer tot 0 terug te vallen.

De vraag mag dan ook gesteld worden in hoeverre de op een diffusiemodel gebaseerde betrekking (1) bij lage afvoeren voor de Maas hanteerbaar is. Bij de lage sterk fluctuerende afvoeren is de verblijftijd T in de stuwpanden zeer groot (bij een ge- middeld debiet van 35 m³/s is gemiddelde looptijd tussen Visée en Kerksloot 45 dagen). Bij deze lage afvoeren mag een aanzienlijke menging in dwars en langs- richting worden verwacht onder invloed van de scheepvaart, diffusie en wind. Het inschatten van de dispersiecoëfficiënt D₁ is dan zonder tracerstudies problematisch. Overigens dient te worden opgemerkt, dat de concentratiereductie als gevolg van afbraak, verdamping en sedimentatie bij deze lange verblijftijden sterk zal over- heersen.

Met het oog op het bovenstaande zijn voor de Maas enkele berekeningen gemaakt met twee modellen, namelijk:

— model 1: het eerder genoemde diffusie- model, waarbij de Maas tot een natuurlijke rivier zonder stuwen is geschematiseerd. Verwacht mag worden, dat de dispersie- coëfficiënt D₁ met toenemend debiet beter ingeschat kan worden.

— model 2: een model waarbij de Maas is geschematiseerd tot een serie achter elkaar geschakelde reactoren, waar het water af- wisselend in zuivere propstrooming resp. volledig gemengd doorheen stroomt. Bij de opzet van model 2 werd overwogen, dat de mengingsgraad per stuwpand bij de fluctuerende lage debieten in de richting van de benedenstroomse stuw onder invloed van



Afb. 9 - De geschematiseerde eerste drie stuwpanden van de Maas in Nederland.

de reeds genoemde factoren scheepvaart en diffusie en wind sterk zal toenemen. Deze toenemende menging per stuwpand is benaderd door ieder stuwpand te schematiseren tot twee achter elkaar geschakelde reactoren, waarbij in de bovenstroomse reactor zuivere propstroming en in de benedenstroomse reactor volledige menging wordt verondersteld.

De berekeningen zijn uitgevoerd met een over het gehele traject van de Maas in Nederland constant aangenomen debiet. Verder zijn de volumina V_1 van de reactoren met volledige menging voor ieder stuwpand gelijk gekozen. Deze laatste aanname maakte een betrekkelijk eenvoudige analytische oplossing van de differentiaalvergelijkingen mogelijk. In afb. 9 zijn de eerste drie stuwpanden in Nederland schematisch getekend. Verondersteld is, dat een calamiteit plaatsvindt op stuwpand 1 (Visée — Borgharen), waarbij een massa van $M = 1000$ ton van een giftige stof vrijkomt. Op het tijdstip $t = 0$ wordt verondersteld, dat de bij de calamiteit vrijgekomen giftstof volledig gemengd is in het traject met volume V_1 (m^3) waarop volledige menging is aangenomen. De aanvangsconcentratie c_0 bedraagt dan:

$$c_0 = \frac{M}{V_1} \times 10^3 \text{ (kg/m}^3\text{)} \quad (5)$$

Voor dit gedeelte van stuwpand 1 geldt: Verandering van de concentratie $c =$ toevoer — afvoer — omzetting, of (de concentratie in de toevoer $c_{i0} = 0$, zie afb. 9).

$$V_1 \cdot dc = -Q \cdot c \cdot dt - V_1 \cdot dc_a \quad (6)$$

waarin:
 $c =$ concentratie van de giftstof (kg/m^3)
 $dc_a =$ concentratievermindering door omzetting t.g.v. verdamping, adsorptie en afbraak.

Verondersteld wordt dat de omzetting

volgens een 1^o-orde proces verloopt, waarvoor betrekking (2), geldt.

Invullen van (2) in (6) geeft:

$$V_1 \cdot dc = -Q \cdot c \cdot dt - V_1 \cdot k \cdot s \cdot dt$$

Deze differentiaalvergelijking heeft als oplossing:

$$(c_{i1} =) c = c_0 \cdot \exp \left\{ - \left(\frac{Q}{V_1} + k \right) \cdot t \right\} \quad (7)$$

waarin:

$c_{i1} =$ de concentratie in de afvoer van stuwpand 1 (kg/m^3).

De concentratie van de giftstof die over de stuw Borgharen gaat zal dus als functie van de tijd volgens een e-macht van c_0 tot 0 afnemen.

Vervolgens komt het water in het stuwpand Borgharen - Linne. Over het gedeelte met volume V_2 van dit stuwpand wordt volledige propstroming verondersteld, zodat de enige verandering van het ingangssignaal c_{i1} wordt veroorzaakt door de omzetting t.g.v. verdamping, adsorptie en afbraak, waarvoor eveneens betrekking (2) wordt aangenomen. De oplossing van deze differentiaalvergelijking wordt gegeven door betrekking (4).

Na invullen van de gemiddelde looptijd van het water door het eerste gedeelte van het stuwpand 2, T_1 , kan betrekking (4) worden

$$\text{geschreven als } c = c_0 \cdot 2^{-\frac{t}{T_1}} \quad (8)$$

Het ingangssignaal c_{i1} (zie afb. 9) in het tweede gedeelte van stuwpand 2 is dus:

$$c_{i2} = c_{i1} \cdot 2^{-\frac{t}{T_1}}, \text{ of uitgeschreven:}$$

$$c_{i2} = c_0 \cdot \exp \left\{ - \left(\frac{Q}{V_1} + k \right) \cdot t \right\} \cdot 2^{-\frac{t}{T_1}} \quad (9)$$

Voor dit tweede gedeelte van stuwpand 2, waarin volledige menging wordt verondersteld en waarvan het volume V gelijk wordt gekozen aan het volume V_1 van het tweede

gedeelte van stuwpand 1 geldt weer:

$$V_1 \cdot dc = Q \cdot c_{i2} \cdot dt - Q \cdot c \cdot dt - V_1 \cdot k \cdot c \cdot dt \quad (10)$$

De oplossing van deze differentiaalvergelijking luidt:

$$(c_{i3} =) c = \frac{Q}{V_1} \cdot t \cdot c_0 \cdot \exp \left\{ - \left(\frac{Q}{V_1} + k \right) \cdot t \right\} \cdot 2^{-\frac{t}{T_1}} \quad (11)$$

waarin:

$c_{i3} =$ de concentratie in de afvoer van stuwpand 2 (kg/m^3).

Na n stuwpanden geldt voor de concentratie c_i te Kerkstroot:

$$c_i = \frac{1}{(n-1)!} \cdot \frac{Q}{V_1} \cdot t^{n-1} \cdot c_0 \cdot \exp \left\{ - \left(\frac{Q}{V_1} + k \right) \cdot t \right\} \cdot 2^{-\frac{t}{T_1}} \quad (12)$$

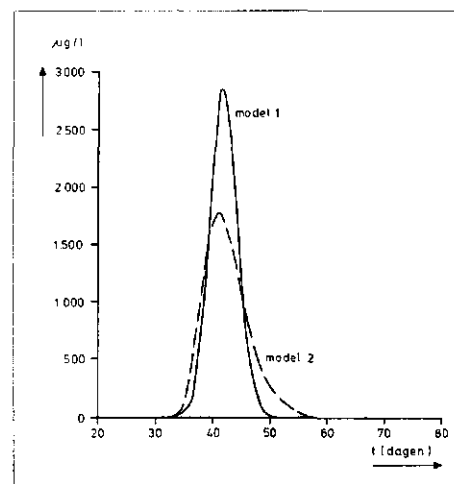
$$\text{Beide modellen zijn met een debiet } Q \text{ van } 35 \text{ m}^3/\text{s} \text{ en } 100 \text{ m}^3/\text{s} \text{ en een ongunstig aangenomen halfwaardetijd van 10 dagen doorgerekend. Voor de dispersiecoëfficiënt } D_1 \text{ (model 1) alsmede voor het volume } V_1 \text{ (model 2) is met verschillende waarden gerekend.}$$

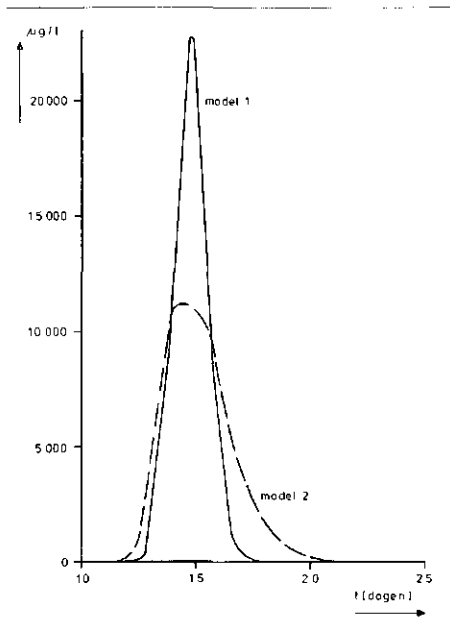
In de afb. 10 en 11 is het concentratieverloop te Kerkstroot in grafiekvorm aangegeven voor $D_1 = 25 \text{ m}^2/\text{s}$ en $V_1 = 5 \times 10^6 \text{ m}^3$ bij $Q = 35 \text{ m}^3/\text{s}$ resp. $100 \text{ m}^3/\text{s}$.

Gezien de geringe debieten is de gekozen waarde voor de dispersiecoëfficiënt mogelijk aan de hoge kant, doch hierin is dan tevens de additionele menging door scheepvaart en wind verdisconteerd gedacht.

Gezien de geringe debieten is de gekozen waarde voor de dispersiecoëfficiënt mogelijk aan de hoge kant, doch hierin is dan tevens de additionele menging door scheepvaart en wind verdisconteerd gedacht.

Afb. 10 - Het verloop van de concentratie bij Kerkstroot voor $Q = 35 \text{ m}^3/\text{s}$ en een lozing van 1000 ton gif bij Borgharen.





fb. 11 - Het verloop van de concentratie bij 'erksloot voor $Q = 100 \text{ m}^3/\text{s}$ en een lozing van 100 ton gif bij Borgharen.

et volume $V_1 = 5 \times 10^6 \text{ m}^3$ is gemiddeld a. $1/3$ van de totale inhoud per stuwpannd 1 is arbitrair gekozen. uit deze afb. blijkt, dat, bij een als in-amecriterium aangehouden maximaal elaatbare concentratie van $10 \text{ } \mu\text{g/l}$ voor n bepaalde stof, een overbruggingstijd an 10 — 25 dagen benodigd is, waarbij ide modellen bij de gekozen waarden an D_1 en V_1 tot resultaten in dezelfde rde van grootte leiden. Uiteraard zijn de itkomsten van de modellen sterk af-ankelijk van de keuze van de dispersie-oefficient resp. het volume V_1 . Het aan-ekkelijke van model 2 is hierbij, dat het, or een gestuwde rivier zoals de Maas, n wat beter voorstelbare benadering eeft van de fysische werkelijkheid. lvorens tot definitieve uitspraken kan orden gekomen is verder onderzoek slist noodzakelijk, o.a. naar de invloed in de plaats van optreden van een lamiteit en de kans van optreden van een lamiteit. Een tracerexperiment zou verder ittige informatie t.a.v. de toepasbaarheid in de modellen kunnen geven.

3 Voorraadvorming uit kwantitatieve erwegingen

e voor de huidige en toekomstige drink-atervoorziening benutte resp. te benutten oppervlaktewateren kunnen in verschillende egorieën worden onderverdeeld, te eten:

- de grote rivieren de Rijn en de Maas et hun vertakkingen
- de kleinere rivieren en beken (bijv. de rentse Aa)

- de kanalen (bijv. het Twente-kanaal)
- de meren (bijv. IJsselmeer en de Loenderveense plas).

Voor de Rijn met zijn vertakkingen bestaan er t.a.v. de drinkwatervoorziening geen beduidende kwantitatieve problemen. Voor de overige genoemde oppervlaktewateren kunnen er gedurende bepaalde perioden van het jaar wél kwantitatieve problemen bestaan. De omvang van deze kwantitatieve problemen is zoals besproken in hoofdstuk 1 sterk afhankelijk van de prioriteit die wordt gegeven aan de drinkwatervoorziening t.o.v. de overige belangen zoals scheepvaart, landbouw, verversing, bestrijding van de verzilting enz. Voorraadvorming t.b.v. de drinkwatervoorziening kan dus noodzakelijk zijn.

Voor het berekenen van de omvang van de voorraad dient de beschikbaarheid van water t.b.v. de drinkwatervoorziening uit de betreffende bron in het jaar waarop het ontwerp is afgestemd te worden benaderd. In de literatuur is aan de hiervoor geëigende methodiek reeds de nodige aandacht geschonken [6, 7 en 8]. Er wordt op deze plaats dan ook volstaan met een korte samenvatting van deze methodiek alsmede kanttekeningen. De berekening van de benodigde voorraad verloopt in de volgende stappen:

- Berekening van het aanbod van water in het ontwerpjaar. Hiertoe bewerkt men de meetgegevens uit historische jaren zodanig dat een inzicht ontstaat in het aanbod van water gedurende een jaar of een gedeelte van een jaar met verschillende kans van voorkomen van droogte.
- Keuze van een bepaalde toelaatbaar geachte kans van voorkomen van droogte (het droge norm jaar). Bij het bepalen van het droge norm jaar dient men er zich terdege rekenschap van te geven dat er nog drogere jaren kunnen optreden. Bij het ontwerp van de buffervoorraad moet worden overwogen op welke wijze de watervoorziening in extreem droge jaren kan worden veiliggesteld. Een gunstige situatie ontstaat wanneer men de buffervoorraad zodanig situeert dat tijdelijk op andere bronnen, waarvoor geen kwantitatieve problemen gelden, kan worden overgeschakeld, bijv. in het geval van de Biesboschbekkens door inname van Rijnwater i.p.v. Maaswater. In andere gevallen kan de grondwateronttrekking misschien tijdelijk worden verhoogd. Pas in het uiterste geval kan aan rantsoenering worden gedacht.
- Bepalen van de behoefte aan water in

het ontwerpjaar en de prioriteit die aan de drinkwatervoorziening wordt gegeven. Het zal duidelijk zijn dat het bepalen van de toekomstige waterbehoeften van de verschillende belangen alsmede de prioriteit die aan de drinkwatervoorziening wordt gegeven zeer moeilijk is. Het probleem is, dat de invloed hiervan op de benodigde buffervoorraad zeer groot is. Martijn [6] berekende voor de Maas in Limburg de in de toekomst benodigde overbruggingsperiodes bij bepaalde aangenomen waterbehoeften in afhankelijkheid van de prioriteit die aan de drinkwatervoorziening wordt gegeven. De benodigde overbruggingsperiode bleek in een zeer droog jaar (2 % jaar) afhankelijk van deze prioriteit te variëren van 80 tot 240 dagen!

3.4 Voorraadvorming uit kwalitatieve overwegingen.

Eén van de voordelen van voorraadvorming is, dat de inname in perioden van slechte waterkwaliteit gestaakt kan worden, terwijl in tijden van goede kwaliteit daarentegen veel water kan worden ingenomen (selectieve inname). Dit betekent, dat de gemiddelde kwaliteit van het ingenomen water beter zal zijn dan de gemiddelde kwaliteit van de bron. Het is nu noodzakelijk om kwaliteitsparameters vast te stellen waarop het selectieve innamebeleid kan worden gebaseerd.

Het chloridegehalte als criterium voor selectieve inname.

Het structuurschema 1972 ruimt een belangrijke plaats in voor chloride als criterium voor selectieve inname en wel uit de volgende overwegingen:

- het chloridegehalte is op zich een belangrijke kwaliteitsbepalende parameter met het oog op smaak, volksgezondheid, corrosie en gebruik in de landbouw en industrie
- het chloridegehalte werd gezien als „gidsparameter” voor de algehele waterkwaliteit.

Inmiddels is na uitvoerig onderzoek gebleken [2], dat het chloridegehalte bij het huidige verontreinigingsniveau van de Rijn en vooral ook bij de sterk toegenomen diversiteit van verontreinigende stoffen niet meer als „gidsparameter” kan worden gezien. Het chloridegehalte vertoont, evenals een aantal andere conservatieve parameters een significante correlatie met de rivierafvoer, waarbij een hoge rivierafvoer gepaard gaat met een laag chloridegehalte (verdunding)

evenals het omgekeerde het geval is. (verband van Mazure).

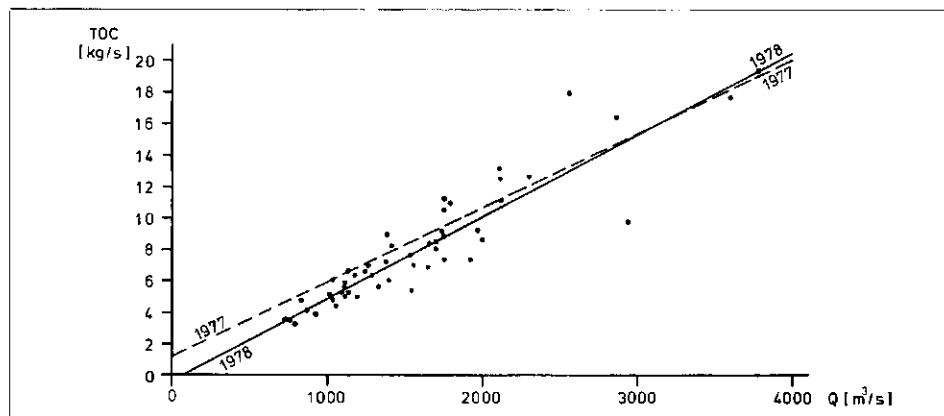
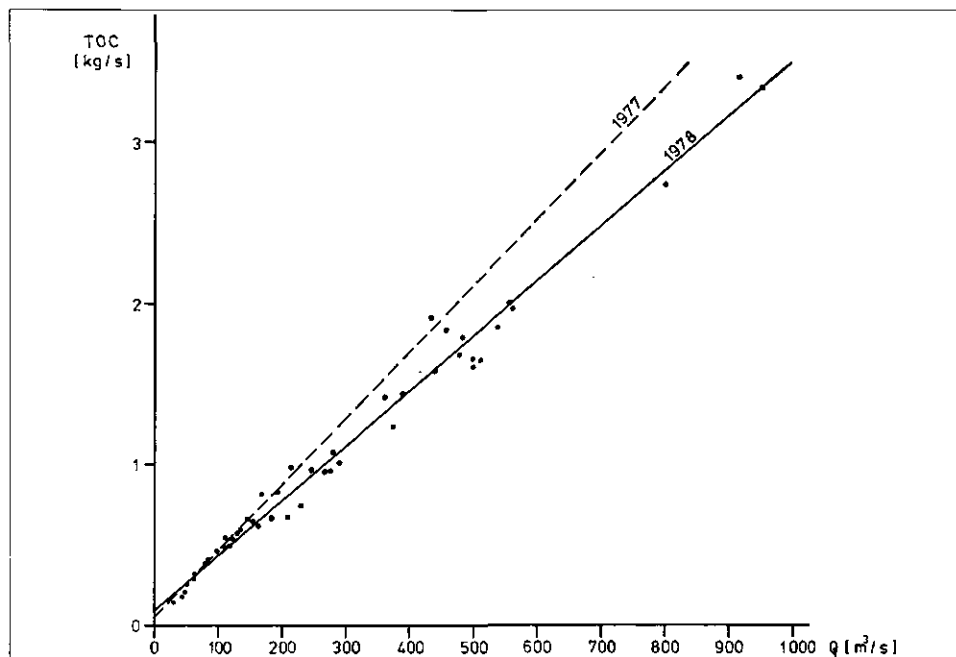
Bij bepaalde stoffen blijkt echter géén of een aan het chloridegehalte tegengestelde correlatie met de rivierafvoer. Bij deze stoffen is de door de rivier meegevoerde vracht niet min of meer constant zoals bij chloride, doch sterk afhankelijk van o.a.:

- de mate van uitspoeling, bepaald door de regenval, de stand van rivier etc.;
- chemische en micro-biologische omzetting, waarvan de snelheid sterk wordt beïnvloed door factoren als temperatuur en verblijftijd;
- verdamping;
- adsorptie aan slib.

Als duidelijk voorbeeld van een stof met een sterk variërende vracht kan ammonium worden genoemd. Als gevolg van de grote temperatuurafhankelijkheid van de nitrificatie is de ammoniumvracht van de Rijn en de Maas in de winterperiode aanzienlijk hoger dan in de zomer. In de periode november 1977 t/m april 1978 bedroeg de gemiddelde ammoniumvracht van de Waal te Ochten bijvoorbeeld 2,0 kg/s, tegenover 0,5 kg/s in de periode mei 1978 t/m oktober 1978.

Een ander duidelijk voorbeeld is de TOC-vracht. In afb. 12 zijn voor 1978 de uit de gemeten TOC-gehalten en het debiet berekende TOC-vrachten voor de Maas te Keizersveer uitgezet tegen de rivierafvoer (50 meetgegevens). Door deze punten is de lineaire regressielijn getrokken. Tevens is in deze afb. de regressielijn voor 1977 gegeven, evenwel zonder de bij-

Afb. 12 - Relatie tussen debiet en TOC-vracht van de Maas te Keizersveer in 1977 en 1978.



Afb. 13 - Relatie tussen debiet en TOC-vracht van de Waal te Ochten in 1977 en 1978.

behorende meetgegevens. Opvallend is de hoge correlatiecoëfficiënt (1977 : 0,99 en 1978 : 0,98), hetgeen inhoudt, dat de TOC-vracht zeer sterk door de rivierafvoer wordt bepaald. Ook voor de Rijn kan, zoals uit afb. 13 blijkt, een dergelijk verband worden aangetoond. De grote debietsafhankelijkheid van de TOC-vracht kan mogelijk worden verklaard uit de door de regenval en de daarmee verband houdende rivierafvoer bepaalde intensiteit van uitspoeling van organisch materiaal, waaronder met name humuszuren. Uit deze voorbeelden kan worden geconcludeerd, dat het noodzakelijk is te onderzoeken of er naast het chloridegehalte nog andere parameters zijn die voor selectieve inname in aanmerking komen.

Alternatieve criteria voor selectieve inname.

Teneinde op een objectieve wijze tot alternatieve criteria voor selectieve inname

te komen is het zinvol de kwaliteit van het door de buffervoorraad afgeleverde water te vergelijken met de EEG-A1 resp. IAWR-A normen.

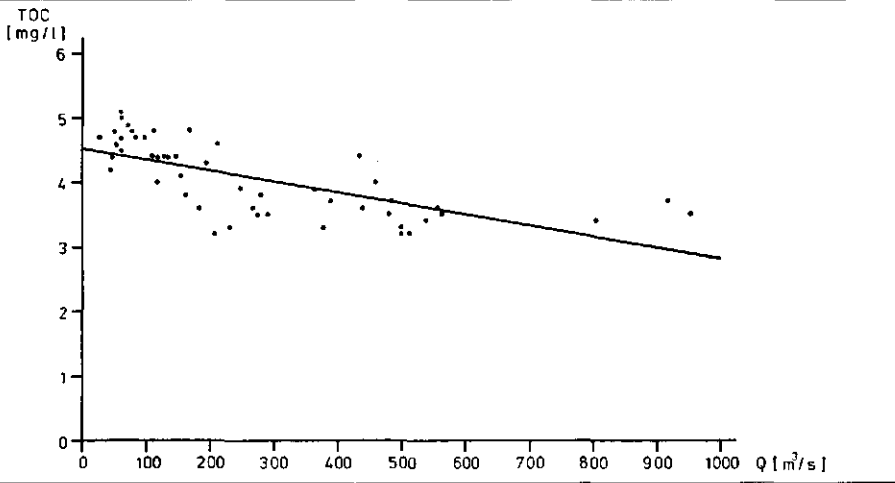
Deze normen zijn namelijk zodanig opgesteld dat het ruwe water dat aan deze normen voldoet, uitsluitend met „natuurlijke” zuiveringsmethoden kan worden gezuiverd. Voor die parameters die genoemde normen overschrijden zijn dus aanvullende zuiveringsmaatregelen noodzakelijk, hetgeen uitbreiding van de „natuurlijke” zuivering tot fysisch-chemische zuivering met zich meebrengt. Wanneer nu zou blijken, dat de verwijdering van bepaalde stoffen na het passeren van de buffervoorraad ook in de fysisch-chemische zuivering nog problemen geeft, dan kan selectieve inname van water in de buffervoorraad mogelijk een oplossing bieden. Onderstaand zal deze benadering voor op buffervoorraden nader worden uitgewerkt. De met de verschillende spaarbekken in Nederland opgedane ervaring heeft geleerd dat de volgende parameters na het passeren van het bekken in de zuivering nog problematisch blijven:

- voor de Maas: NH_4^+ en TOC
- voor de Rijn: Cl^- , NH_4^+ , TOC en verschillende microverontreinigingen.

Dit kan als volgt worden toegelicht:

- NH_4^+ : In de winterperiode met lage temperaturen en als gevolg daarvan hoge ammoniumgehalten is het in de huidige Nederlandse zuiveringspraktijk noodzakelijk chloor te gebruiken voor de verwijdering van het ammonium. Deze toevoeging van chloor leidt door de aanwezigheid van precursors (humuszuren) tot de vorming van trihalomethanen, waarvan te hoge gehalten mogelijk schadelijk zijn voor de volksgezondheid.

- TOC: een gedeelte van de TOC bestaat uit moeilijk afbreekbare humuszuren die precursors fungeren voor het ontstaan van



Afb. 14 - Relatie tussen debiet en TOC-gehalte van de Maas te Keizersveer in 1978.

halomethanen. In het fysisch-chemische zuiveringsproces is een vergaande TOC-erwijdering moeilijk en zeer kostbaar.

-Microverontreinigingen. zelfs bij gebruik van actieve kool is een volledige verwijdering van microverontreinigingen in het zuiveringsproces niet verzekerd.

-Cl⁻: voldoende reductie van het chloridegehalte is thans op economische basis nog niet mogelijk.

Voor deze parameters is het dus zinvol om na te gaan of een vermindering van de concentratie mogelijk is door selectieve inname.

Onderstaand zullen hieromtrent een aantal overwegingen worden gegeven.

De Maas.

Selectieve inname op basis van NH₄⁺
 Het NH₄⁺-gehalte van de Maas is de laatste jaren, vooral als gevolg van het inbedrijfstellen van de zuiveringsinstallatie van de WSM, sterk gedaald. In de zomerperiode komen in de Maas zeer lage NH₄⁺-gehalten, van de orde van grootte van enkele tienden mg/l, voor. In de winterperiode lopen de NH₄⁺-gehalten als gevolg van de door de lagere temperatuur sterk verminderde nitrificatie tot ca 2 mg/l op. Omdat het nitrificerend vermogen van een spaarbekken in de winter ook sterk verminderd is kunnen er in het zuiveringsproces, waar in de winterperiode maximaal enkele tienden mg/l NH₄⁺ kunnen worden afgebroken, problemen optreden. Dit houdt in, dat het selectief innamebeleid erop moet worden gericht om het spaarbekken vóór de winterperiode gevuld te krijgen met water aan een zo laag mogelijk NH₄⁺-gehalte. Verder dient de inname tijdens de winter zodanig te worden gestuurd, dat het NH₄⁺-gehalte, gegeven de sterk gereduceerde

nitrificatie in de buffervoorraad, beneden het maximum toegelaten gehalte blijft. Hierbij kan, gezien de sterke en snelle fluctuaties van de NH₄⁺-gehalten, een regelmatige NH₄⁺-bepaling een belangrijk hulpmiddel zijn.

Na het ingebruiknemen van het derde bekken De Gijster zal voor de Biesbosch bekkens in de winterperiode een selectief innamebeleid op basis van ammonium worden gevoerd. Hiertoe zullen wiskundige modellen worden gebouwd met behulp waarmee een optimaal innamebeleid kan worden gerealiseerd.

Selectieve inname op basis van TOC

In afb. 14 zijn de in 1978 gemeten TOC-gehalten van de Maas te Keizersveer tegen het debiet uitgezet. Door deze punten is de lineaire regressielijn getrokken. Deze lijn vertoont een flauw hellend verloop, waarbij de concentratie van 4,4 mg/l bij 100 m³/s verloopt naar een concentratie van 2,8 mg/l

bij 1000 m³/s. De correlatie-coëfficiënt *r* van deze regressielijn is 0,69. Nadere bestudering van de regressielijn en de daarbij behorende puntenwolk laat zien, dat de helling van de lijn sterk wordt beïnvloed door de vrij hoge TOC-concentraties bij debieten < ca 150 m³/s. Van de 20 gemeten concentraties bij debieten < 150 m³/s liggen er 18 boven en slechts 2 beneden de regressielijn. In 1977 deed zich eenzelfde verschijnsel voor. Van de 21 gemeten concentraties bij debieten < 150 m³/s lagen er 5 beneden de regressielijn en 16 erboven.

Uit dit verschijnsel zou kunnen worden geconcludeerd, dat bij debieten < 150 m³/s op basis van een regelmatige bepaling van het TOC-gehalte een voorzichtig innamebeleid dient te worden gevoerd.

De Rijn

Selectieve inname op basis van chloride

Gezien de met toenemend debiet dalende chlorideconcentratie zal het innamebeleid worden afgestemd op inname bij grotere afvoeren.

Selectieve inname op basis van het NH₄⁺-gehalte

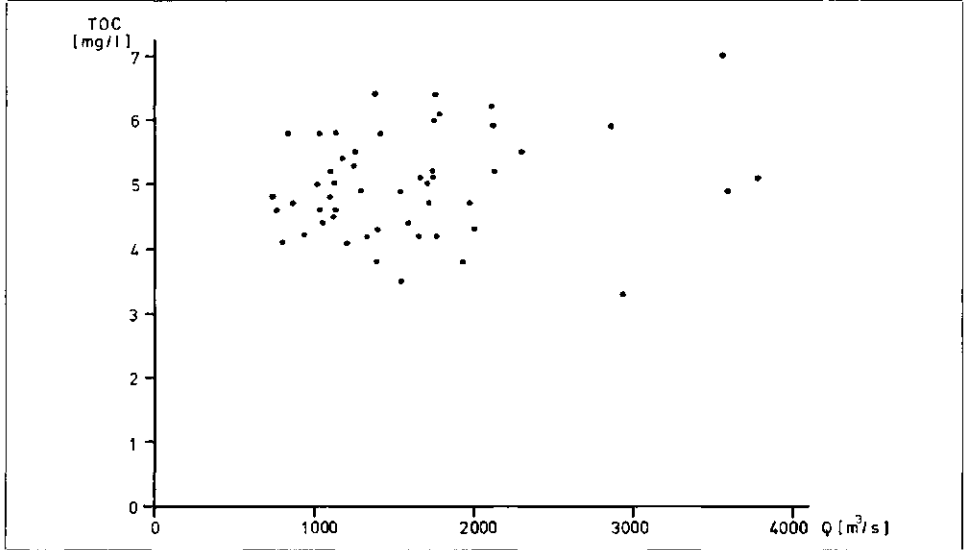
Hiervoor geldt een overeenkomstige beschouwing als voor de Maas.

Selectieve inname op basis van TOC

In afb. 15 zijn de in 1978 gemeten TOC-gehalten van de Waal te Ochten tegen het debiet uitgezet. Door deze punten is geen lineaire regressielijn met een significante correlatie-coëfficiënt te trekken.

De spreiding in de puntenwolk is zeer groot hetgeen inhoudt dat voor de TOC géén debiet afhankelijk innamebeleid kan worden gevoerd.

Afb. 15 - Relatie tussen debiet en TOC-gehalte van de Waal te Ochten in 1978.



Geven de ook hier optredende sterke en snelle fluctuaties van het TOC-gehalte zou met behulp van een regelmatig TOC-bepaling wél een selectief innamebeleid op basis van het gemeten TOC-gehalte kunnen worden gevoerd.

Selectieve inname op basis van microverontreinigingen

Voor microverontreinigingen is geen algemene richtlijn te geven. In een spaarbekken streeft een aanzienlijke reductie op voor verschillende microverontreinigingen (zie de bijdrage van Oskam). Van de overblijvende microverontreinigingen dient te worden bepaald welke het meest kritisch zijn en welke relatie bestaat met bijv. rivierafvoer en temperatuur. Op grond hiervan kan worden beoordeeld of selectieve inname mogelijk is.

3.5 *Samenvatting en conclusies*

In de Nederlandse situatie is bij gebruik van oppervlaktewater t.b.v. de drinkwatervoorziening in vrijwel alle gevallen tussenschakeling van een buffervoorraad noodzakelijk i.v.m. de mogelijkheid van calamiteuze verontreiniging. Daarnaast kan een buffervoorraad noodzakelijk zijn i.v.m. kwantitatieve en/of kwalitatieve beperkingen van de bron resp. i.v.m. kwaliteitsverbetering door afvlakking en zelfreiniging in de buffervoorraad. In dit hoofdstuk worden een aantal overwegingen gegeven t.a.v. de benodigde overbruggingsperiode i.v.m. calamiteuze verontreinigingen en kwantitatieve/kwalitatieve beperkingen van de bron. Hiertoe wordt een overzicht gegeven van de hieromtrent bestaande inzichten en wordt een aanzet gegeven voor de berekening van de benodigde overbruggingsperiode in geval van een calamiteuze verontreiniging van de Maas. Tevens worden de mogelijkheden geanalyseerd voor het voeren van een selectief innamebeleid op basis van ammonium en TOC voor de Maas en chloride, ammonium, TOC en microverontreinigingen voor de Rijn.

Verantwoording

De gegevens en afb. uit hoofdstuk 1 zijn in hoofdzaak verstrekt door de Directie Waterhuishouding en Waterbeweging van de Rijkswaterstaat. De gegevens t.a.v. de stuwpannen van de Maas, zoals gebruikt t.b.v. de berekeningen in hoofdstuk 3, zijn eveneens door deze directie verstrekt en wel door het district Zuidoost, afdeling Maas. Voor het ter beschikking stellen van genoemde gegevens en afb. betuigen wij onze bijzondere dank. Tevens gaat onze dank uit naar de heren D. Kikkert, drs. G. Oskam en ir. G. R. R.

Stam voor hun kritische opmerkingen en bijdragen.

Literatuur

1. Structuurschema 1972.
2. Commissie voorraadvorming en zuivering van oppervlaktewater; *Voorraadvorming en zuivering van oppervlaktewater*; Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening, c.b.a. -r 78/05.
3. Rijkswaterstaat, Directie Waterhuishouding en Waterbeweging, district Noord; *Verontreiniging IJsselmeer door een calamiteit*.
4. Belle, J. C., Pierson, J.; *L'utilisation de réservoirs comme protection contre les accidents de pollution des eaux de surface*.
5. Rijkswaterstaat, Directie Waterhuishouding en Waterbeweging, district Zuidoost; *Aspecten IJssel-kanalisatie. I. Invloed op de kwaliteit van het IJsselmeer tengevolge van een calamiteit op de Rijn*; Nota 77.6.
6. Martijn, Th. G.; *Afvoercharacteristieken van de Maas in verband met voorraadvorming, grondslagen basisplan 2*; Water 51 (1967) (22 en 23).
7. Martijn, Th. G.; *Vergelijking aanbod en behoefte Maaswater*; H₂O (5) 1972, nr. 17.
8. Knoppert, P. L.; *Het spaarbekkenproject 'Brabantse Biesbosch'*; H₂O (6), 1973, nr. 2.



Internationale Water Almanac

Aan het einde van dit jaar verschijnt deel 6 van de Internationale Almanac — water supply and waste-water disposal — samengesteld door vader en zoon A. en W. A. S. Kepinski te Zoetermeer. Het doel van de uitgave is als referentiebron te dienen voor alle aspecten en problemen op het gebied van de openbare watervoorziening en afvalwaterzuivering. De Almanac dient om de bestaande kennis en wetenschap op dit gebied gemakkelijker bereikbaar te maken voor gebruik en om een onderzoek en ontwikkeling op dit gebied te stimuleren op wereldschaal. Het eerste deel is verschenen in 1976 bij Vulkan Verlag te Essen, de volgende 5 delen worden door de heren Kepinski zelf uitgegeven. De delen kosten f 130,— per stuk en omvatten allen 312 - 358 pagina's druks.

De delen bevatten de volgende onderwerpen:

Volume 1:

General Section: Periodicals in the fields of water supply and waste-water disposal. *Bibliographical Section:* Health-Hygiene-Housing-Human Environment, Communities-Authorities-Public Utilities, Administration-Management-Planning-Public Relations, Law-Legislation-Social Factors, Costs-Economic Factors-Financing, Human Resources-Education-Training, Research-Studies-Investigations-Methodolo-

gies, Information-Documentation, International Relations.

Volume 2:

General Section: International organization Handbooks, textbooks and manuals in the field of water supply. *Bibliographical Section:* Types and characteristics of water supply systems; Geographical survey of water supply systems; Filtration of water; Rural water supply; Water supply in developing countries.

Volume 3:

General Section: Ground water conservation and utilization in Canada; Index of well capacity. *Bibliographical Section:* Characteristics and types of subsurface-water intaking; Characteristics and types of wells; Well hydraulics; Well design; Well construction; Efficiency and operation of wells; Ageing, corrosion, incrustation and renovation of wells; Pollution and protection of wells and subsurface waters.

Volume 4:

General Section: National associations Part 1. *Bibliographical Section:* Types and characteristics of pipelines; Planning and designing of pipelines; Pipeline hydraulics; Pipeline materials; Pipeline construction; Operation and maintenance of pipelines; Ageing, corrosion, damages and protection of pipelines; types and characteristics of pipe networks; Planning and designing of pipe networks; Operation and maintenance of pipe networks; Contamination and water-quality deterioration in pipe networks; Water met and water metering.

Volume 5:

General Section: National associations Part 2; Handbooks, textbooks and manual in the field of waste-water disposal. *Bibliographical Section:* Types and characteristics of waste-waters; Characteristics of waste-water treatment; Characteristics of sludge processing and disposal.

