

# Studie Kromme Rijn-Vecht; een perspectief?

Voordracht uit de 12de vakantiecursus in behandeling van afvalwater 'Milieu en economie in het spanningsveld van onze maatschappij', die op 14 en 15 april 1977 aan de TH Delft werd gehouden.

## 1. Inleiding

### 1.1. De Kromme Rijn-Vecht studie

Door het ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne (V en M) werd op 7 november 1975 aan het ingenieurs- en architectenbureau MABEG-Van Hasselt en DHV Raadgevend Ingenieursbureau de opdracht verleend tot het uitvoeren van een studie naar de afvalwaterlozingen en het effect daarvan op het oppervlaktewater in de stroomgebieden van de Kromme Rijn en Vecht.

Overeen werd gekomen dat de beide bureaus



IR. J. B. M. WIGGERS  
Raadgevend Ingenieursbureau BV  
DHV  
Amersfoort - Assen - Hengelo  
Raadgevend Ingenieurs-  
bureau BV

zich zonodig van wetenschappelijke ondersteuning zouden verzekeren door medewerkers van de afdeling der chemische technologie van de TH-Twente bij de studie te betrekken.

De coördinatie van de studie werd opgedragen aan DHV.

Door V en M werd indertijd de volgende doelstelling voor de studie geformuleerd:

— het vaststellen van de relatie tussen de gewenste waterkwaliteitsverbetering en de daartoe te stichten rioleringswerken met inbegrip van de kosten;

— het verkrijgen van inzicht in de kennis in brede zin die beschikbaar is bij overheden en ingenieursbureaus ter zake van de problematiek van riolering en waterverontreiniging evenals de daarmee samenhangende kosten.

### 1.2. Verantwoording

De voorbereidingscommissie van de 12de vakantiecursus in de behandeling van afvalwater koos als motto voor de cursus: 'Milieu en economie in het spanningsveld van onze maatschappij'.

Het leek in het licht van dit motto gepast tijdens de cursus aandacht te schenken aan hetgeen reeds werd bereikt en wat nog moet worden gedaan om het oppervlaktewater schoon te maken en te houden. In het kader van dit laatste werd onder meer gekozen voor het laten verzorgen van een lezing die enig licht kon werpen op de mogelijkheden die op dit moment aanwezig zijn om het inzicht te verruimen in de diverse wijzen waarop oppervlaktewater wordt belast met vuil en effect van maatregelen die deze vervuiling moeten verminderen of verhinderen. Als onderwerp van een dergelijke lezing leek de studie van het Kromme Rijn-Vecht

gebied geschikt. Een complicatie hierbij was echter dat weliswaar over de studie aan V en M was gerapporteerd doch dat het ministerie op het moment dat de lezing werd gehouden nog niet gereed was met het bestuderen van het rapport. V en M stemde in met de keuze van het onderwerp doch wenste te laten vermelden dat de tijdens de lezing gedane uitspraken niet noodzakelijkerwijs behoeven aan te sluiten bij de inzichten van V en M, hetgeen ook van toepassing is op dit artikel.

Bij het samenstellen van de lezing bleek dat de Kromme Rijn-Vecht studie slechts dienst behoefde te doen als raamwerk voor een beschouwing over het nut en de mogelijkheden van dergelijke studies. De inhoud van dit artikel kan daarom het best worden omschreven als een poging aan te geven in hoeverre oppervlaktewaterkwaliteitsmodellen van nut kunnen zijn bij het beheren van de waterkwaliteit.

## 2. Vermindering van de vuillozingen

Nu het meeste door de rioleringen aangevoerde afvalwater min of meer gezuiverd via rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi) op het oppervlaktewater wordt geloosd richt de aandacht van de kwaliteitsbeheerder zich steeds meer op de resterende bronnen van vervuiling. Ook komt het verdergaand reinigen meer en meer in de belangstelling te staan.

De volgende aspecten kunnen worden onderscheiden:

- opheffen van ongezuiverde lozingen;
- opvoeren van het rendement van de rwzi's;
- opheffen van foute aansluitingen bij gescheiden rioelstelsels;
- wijzigen van de loop van de watergangen.

Bovenstaande aspecten hebben een permanent karakter. Ze hebben daardoor mogelijk een belangrijkere invloed op de waterkwaliteit dan de volgende aspecten die een niet permanent karakter hebben:

- verlaging van de overstortingsfrequentie;
- verbetering van de kwaliteit van het overstortende water;
- aanpassen van de verversingsregimes.

In het nu volgende zal worden gepoogd aan te tonen dat waterkwaliteitsmodellen behulpzaam kunnen zijn bij het afschatten van het effect van diverse maatregelen. Daartoe zullen waterkwaliteitsmodellen eerst in algemene zin worden behandeld. Bij de gevolgde werkwijze zullen, uitgaande van de algemene formule die het gedrag

van een stof in water als gevolg van bepaalde invloeden beschrijft, wiskundige formuleringen worden afgeleid waarmee het effect van genoemde maatregelen kan worden afgeschat.

## 3. Wiskundige waterkwaliteitsmodellen

### 3.1. Types modellen

Modellen worden met een tweeledig doel toegepast:

- ten behoeve van een exacte voorspelling van de waterkwaliteit;
  - ten behoeve van het evalueren van het effect van technische ingrepen.
- De studie Kromme Rijn-Vecht was van het exacte type.

In de loop van de tijd zijn de volgende types waterkwaliteitsmodellen ontwikkeld [1]:

- waterkwaliteitsmodellen van wateren die niet onder invloed van de getijden staan;
- koelwatermodellen;
- waterkwaliteitsmodellen van estuaria;
- grondwaterkwaliteitsmodellen;
- modellen die de aquatische ecologie beschrijven.

In dit artikel zal slechts worden ingegaan op waterkwaliteitsmodellen van wateren buiten de getij-invloeden.

### 3.2. De algemene vergelijking

De algemene vergelijking die het gedrag van een conservatieve stof in water beschrijft luidt [2]:

$$\frac{\delta c}{\delta t} = -\nabla \cdot c \cdot \vec{v}_i + D_m (\nabla \cdot \nabla c) + \nabla \cdot (\epsilon_i \cdot \nabla c) \quad (1)$$

Hierin is:

$c$  de concentratie van de stof ( $g/m^3$ )

$\vec{v}_i$  de vectoriële stroomsnelheid ( $m/s$ )

$i$  de richting van de vector met de  $x$ ,  $y$  en  $z$  as (—)

$D_m$  de moleculaire diffusie coëfficiënt ( $m^2/s$ )

$\epsilon_i$  de turbulente diffusie coëfficiënt ( $m^2/s$ )

In de praktijk blijkt  $D_m$  vele malen kleiner te zijn dan  $\epsilon_i$ .

Uit vergelijking (1) valt dan af te leiden dat de hoogte van de concentratie,  $c$ , in belangrijke wordt bepaald door de hydraulische

parameters  $\vec{v}_i$  en  $\epsilon_i$ .

Dit geeft aanleiding tot de uitspraak dat voor het kunnen doen van kwantitatieve uitspraken het hydrodynamische gedrag van het beschouwde oppervlakte water bekend moet zijn.

### 3.3. Open waterlopen

Vergelijking (1) krijgt een aanzienlijk

eenvoudiger gedaante zodra ze wordt toegepast om daarmee het gedrag van een conservatieve stof in open waterlopen te beschrijven. We hebben dan bij goede benadering te maken met een dimensionale stromingstoestand. De afgeleiden naar y en z zijn dan te verwaarlozen t.o.v. de afgeleiden naar x (de stroomrichting).

Een verdere vereenvoudiging treedt op indien wordt aangenomen dat  $\epsilon$ , de turbulente diffusie, over de gehele beschouwde lengte constant is.

Vergelijking (1) gaat dan over in:

$$\frac{dc}{dt} = -v \frac{dc}{dx} + \epsilon \frac{d^2c}{dx^2} \quad (2)$$

Aangetekend moet worden dat aanzienlijke fouten kunnen ontstaan bij de berekening van c (op basis van vergelijking (2)) indien op de schaal van het bestudeerde verschijnsel v in de tijd sterk varieert. In dat geval mag  $\epsilon$  niet constant worden verondersteld.

3.4. Niet conservatieve stoffen

Vergelijking (2) geldt slechts indien conservatieve stoffen worden beschouwd. Zodra de concentratie van de stof wordt beïnvloed door afbraak, bezinking etc. moet aan vergelijking (2) een term worden toegevoegd. Stel dat door het symbool S het effect van alle externe factoren die de concentratie op tijdstip t en plaats x beïnvloeden wordt weergegeven. Vergelijking (2) krijgt dan de volgende vorm:

$$\frac{dc}{dt} = -v \frac{dc}{dx} + \epsilon \frac{d^2c}{dx^2} + S \quad (3)$$

Vergelijking (3) beschrijft de niet permanente stromingstoestand.

c is immers een functie van x en t. Als v als functie van de tijd en de afstand varieert zal vergelijking (3) als basis moeten dienen voor modelmatige beschouwingen.

Voor het oplossen van de differentiaal vergelijking (3) zal de computer te hulp moeten worden geroepen. Het is in het kader waarin dit artikel tot stand kwam niet van belang hierover uit te wijden.

De hoeveelheid literatuur op dit gebied is reeds indrukwekkend, zie [3].

Teneinde het nut van de modelmatige aanpak te kunnen aantonen zal vergelijking (3) wederom worden vereenvoudigd en wel zodanig dat een aantal voorbeelden kunnen worden gegeven over de mogelijkheden van de modellen.

3.5. Permanente stroming

Indien in de beschouwde waterlopen een permanente stromingstoestand heerst, verdwijnt uit vergelijking (3) de afgeleide naar de tijd. In een dergelijke situatie speelt ook de turbulente diffusie slechts een ondergeschikte rol. Aldus ontstaat:

$$0 = -v \frac{dc}{dx} + S \quad (4)$$

Hoewel ook andere parameters kunnen worden ingevoerd wordt in het navolgende het BZV (symbool: L) beschouwd. De volgende factoren zijn van invloed op het BZV:

— de biochemische oxydatie

$$\left\{ \frac{dL}{dt} \right\}_{BZV} = -k_1 \cdot L \quad \left( \frac{g}{m^3 \cdot dag} \right)$$

— de bezinking

$$\left\{ \frac{dL}{dt} \right\}_{bezinking} = -k_3 \cdot L \quad \left( \frac{g}{m^3 \cdot dag} \right)$$

— de bijdrage van het bodemslib

$$\left\{ \frac{dL}{dt} \right\}_{bodemslib} = P \quad \left( \frac{g}{m^3 \cdot dag} \right)$$

(De bijdrage van het bodemslib als gevolg van opwoeling en het in oplossing komen van afbraakprodukten wordt meestal constant genomen.)

Indien het zuurstofgehalte (c) van het water wordt beschouwd zijn de volgende verschijnselen van belang:

— de beluchting

$$\left\{ \frac{dc}{dt} \right\}_{beluchting} = -k_2 \cdot (c_s - c) = k_2 \cdot D \quad \left( \frac{g}{m^3 \cdot dag} \right)$$

— de fotosynthese

$$\left\{ \frac{dc}{dt} \right\}_{fotosynthese} = -a \quad \left( \frac{g}{m^3 \cdot dag} \right)$$

Daarnaast kunnen nog talloze andere factoren van invloed zijn. De belangrijkste zijn echter aangegeven.

Indien de bovenstaande factoren worden ingevuld in (4) ontstaan de volgende twee differentiaalvergelijkingen:

$$-v \frac{dL}{dx} - k_1 \cdot L - k_3 \cdot L + P = 0 \quad (5)$$

$$-v \frac{dD}{dx} - k_2 \cdot D - a + k_1 \cdot L = 0 \quad (6)$$

Zodra de randvoorwaarden bekend zijn, kunnen de beide vergelijkingen worden opgelost. Als randvoorwaarden kunnen gekozen worden de waarde van D en L resp.  $D_0$  en  $L_0$  op het punt  $x = 0$ .

3.6. Langzaam stromende wateren

De meeste Nederlandse rivieren stromen langzaam. In dat geval kan de bijdrage van het bodemslib als gevolg van opwoeling, worden verwaarloosd ( $P \sim 0$ ). In de meeste gevallen zal de vermindering van het BZV als gevolg van biochemische

oxydatie groter zijn dan de vermindering als gevolg van bezinking ( $k_3 \ll k_1$ ). Voor een globale beschouwing kan bovendien worden gesteld dat als gemiddeld effect de invloed van de fotosynthese te verwaarlozen is ( $a \sim 0$ ). Als gevolg van deze veronderstellingen komt de oplossing van de twee simultane differentiaalvergelijkingen er als volgt uit te zien:

$$L = L_0 \cdot E_1 \quad (7)$$

$$D = D_0 \cdot E_2 + \left( \frac{k_1}{k_2 - k_1} \right) \cdot L_0 \cdot (E_1 - E_2) \quad (8)$$

Waarin:

$$E_1 = \text{EXP}(-k_1 \cdot x/v)$$

$$E_2 = \text{EXP}(-k_2 \cdot x/v)$$

In het navolgende zal worden aangegeven dat met behulp van de vergelijkingen (7) en (8) de invloed van maatregelen die verbetering van de waterkwaliteit beogen kan worden afgeschat.

Als maatgevende factor wordt het zuurstofgehalte van het water gekozen. De minimumwaarde treedt op zodra:

$$\frac{dD}{dx} = \frac{dc}{dx} = 0 \quad (9)$$

Als voorwaarde geldt dat  $D \geq 0$  (bij  $D < 0$  is het water zuurstofloos geworden en gelden de vergelijkingen (7) en (8) niet meer [3]).

Uit (9) volgt de plaats ( $x_{max}$ ) waar D maximaal ( $D_{max}$ ) is, d.w.z. waar het zuurstoftekort het grootst is:

$$x_{max} = - \left( \frac{v}{k_1 - k_2} \right) \ln \left\{ \frac{k_2}{k_1} \left( 1 - \frac{D_0}{L_0} \cdot \frac{k_2 - k_1}{k_1} \right) \right\} \quad (10)$$

4. Het effect van maatregelen

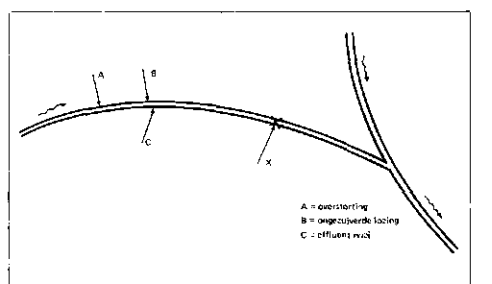
4.1. Gebruikte gegevens en achtergronden

Afb. 1 geeft schematisch een situatie weer waarbij wordt verondersteld dat op een riviertje op nabij gelegen punten het effluent van een rwzi benevens ongezuiverd afvalwater wordt geloosd. Nabij deze lozingspunten is bovendien een overstort gesitueerd.

De volgende aannames zijn gedaan:

— de stroomsnelheid van de rivier bedraagt 0,2 m/s en het debiet 1 m<sup>3</sup>/s;

Afb. 1.



- het zuurstofgehalte van het aankomende water is 3 mg/l;
- het BZV van het aankomende water is 4 mg/l;
- de verzadigingsconcentratie van het water is 12 mg O<sub>2</sub>/l;
- het gemiddelde BZV van het overstortende water is 100 mg/l;
- het BZV van het ongezuiverde afvalwater is 50 g/ (inw. dag);
- de dwa bedraagt gemiddeld over de dag 0,1 m<sup>3</sup>/s hetgeen neer komt op de afvoer van 86.400 inwoners;
- het verharde oppervlak per inwoner is 50 m<sup>2</sup> zodat het totale verharde oppervlak 432 ha bedraagt;
- het gemiddelde met een herhalingstijd van 2 jaar overstortende debiet is  $432 \times 10^4 \times 36 \times 10^{-3} / 3600 = 4,32 \text{ m}^3/\text{s}$  (overstortende debiet 36 mm/h). Aangenomen wordt dat hiervan een kwart bij A de waterloop bereikt (meer dan één lozingspunt) (afb. 1);
- 10 % van het afvalwater wordt ongezuiverd geloosd;
- het zuurstofgehalte van het effluent is 4 mg/l;
- het rendement van de rwzi bedraagt, voor BZV, 95 %.

Met behulp van de bovenstaande gegevens kunnen de volgende vuilstromen worden berekend:

- rivier:  $1 \times 10^3 \times 4 \times 10^{-3} = 4 \text{ g/s}$ ;
- via rwzi:  $0,05 \times 0,9 \times 50 \times 86.400 / 3600 \times 24 = 2,25 \text{ g/s}$ ;
- rechtstreeks:  $0,1 \times 50 \times 86.400 / (3600 \times 24) = 5 \text{ g/s}$ ;
- via overstort:  $1,08 \times 10^3 \times 100 \times 10^{-3} = 108 \text{ g/s}$ .

Indien de waterkwaliteit op enig punt benedenstrooms van het punt X (afb. 1) onvoldoende wordt geacht kunnen verschillende maatregelen ter verbetering worden getroffen. De volgende mogelijkheden zullen worden bestudeerd:

- opheffen van ongezuiverde lozingen;
- verlagen van de overstortingsfrequentie;
- verbeteren van de kwaliteit van het overstortende water;
- aanpassen van het verversingsregime;
- verhogen van het rendement van de rwzi.

#### 4.2. Effect van de maatregelen

Stel dat het gevoelige punt X (afb. 1) op

TABEL I.

	D <sub>0</sub> (mg/l)	L <sub>0</sub> (mg/l)	D <sub>x=5km</sub> (mg/l)	O <sub>2x=5km</sub> (mg/l)
Situatie zonder additionele maatregelen	3,49	10,23	3,93	8,07
Na een overstorting	7,71	54,70	9,84	2,16
Opheffen rechtstreekse lozing	7,69	52,52	9,79	2,21
Verlagen overstortingsfrequentie van 7 naar 3	7,71	48,75	9,59	2,41
Verbeteren kwaliteit overstortende water <sup>1</sup>	7,71	29,93	8,61	3,39
Aanpassen verversingsregime <sup>2</sup>	3,34	45,24	4,98	7,02

<sup>1</sup> Rendement voor BZV = 50 %.

<sup>2</sup> Debiet van 1 m<sup>3</sup>/s naar 1,5 m<sup>3</sup>/s.

5 km afstand benedenstrooms van het punt C is gelegen.

Als referentie voor de vergelijking van de effecten wordt de situatie gekozen waarbij geen overstorting is opgetreden.

Onder aanname van een complete menging kunnen D<sub>0</sub> en L<sub>0</sub> voor een punt juist na C worden berekend:

D<sub>0</sub> = 3,49 mg/l en L<sub>0</sub> = 10,23 mg/l.

Stel k<sub>1</sub> = 0,4/dag en k<sub>2</sub> = 0,6 dag dan kan m.b.v. vergelijking (7) en (8) de waarden van D op x = 5 km benedenstrooms van C worden berekend. Hieruit volgt: D<sub>x</sub> = 3,93 mg/l.

Wat het effect is van maatregelen op de waarde van D na het optreden van een overstorting is uit tabel I af te lezen.

#### 4.3. Het minimum O<sub>2</sub>-gehalte tijdens overstortingen

In het voorgaande is aangenomen dat het maatgevende punt voor de waterkwaliteit op een afstand van 5 km van punt C is gelegen. Indien echter elk punt van de rivier als even kritisch wordt beschouwd kan met behulp van vergelijking (10) de plaats worden berekend waar het O<sub>2</sub>-gehalte een minimum bereikt.

Uit een berekening blijkt dat meer stroomafwaarts de beek als gevolg van de overstorting geheel zuurstofloos zal zijn. Alle hierboven opgesomde maatregelen zijn ontoereikend om dit te voorkomen. Aangetekend moet echter worden dat het punt waar het water zuurstofloos is geworden in dit voorbeeld op grote afstand (> 50 km) van het lozingspunt is gelegen. In een praktische Nederlandse situatie betekent dit dat de beek reeds is samengevloed met een andere waterloop, waardoor zuurstofloosheid zich niet hoeft voor te doen.

#### 4.4. Het minimum O<sub>2</sub>-gehalte tijdens permanentie

Geheel anders moet het opheffen van directe lozingen en het opvoeren van het rendement van de rwzi worden beoordeeld tijdens perioden waarin geen overstortingen optreden (permanentie). Indien de rechtstreekse lozingen worden opgeheven wordt via de rwzi de vuilstroom

2,5 g/s en de O<sub>2</sub>-stroom 0,4 g/s. Hieruit volgt: D<sub>0</sub> = 3,45 mg/l en L<sub>0</sub> = 5,91 mg/l. D<sub>x</sub> wordt 3,48 mg/l. Het O<sub>2</sub>-gehalte is daarmee met 5 % toegenomen.

Het maximale tekort treedt op 5,73 km vanaf C op. D<sub>max</sub> bedraagt 3,49 mg/l. Er treden slechts geringe wijzigingen op. Bij verbetering van het rendement van de rwzi van 95 % naar 98 % neemt de vuilstroom af van 2,25 g/s tot 0,9 g/s. L<sub>0</sub> wordt dan 9 mg/l. Gelet op het voorgaande treden nauwelijks wijzigingen op.

#### 4.5. Tussentijdse conclusies

In de niet permanente situatie die zich tijdens een overstorting voordoet hebben, onder de gedane aannames, aanvullende maatregelen in de vorm van tussenschakelen van bergbezinktanks en het aanpassen van het verversingsregime het meeste effect. Verlagen van de overstortingsfrequentie van 7 naar 3 maal gemiddeld per jaar blijkt veel minder effectief te zijn. Tijdens de permanente situatie blijkt het opheffen van 10 % ongezuiverde lozingen slechts een gering effect te sorteren. Dit geldt ook na het opvoeren van het rendement van de rwzi.

Bij dit laatste moet worden aangetekend dat het O<sub>2</sub>-gehalte op een bepaald punt in de stroom als maatgevend is aangenomen. Het effect van de maatregelen moet anders worden beoordeeld indien de over een bepaalde periode gesommeerde vuilstromen worden beschouwd. Zijn deze maatgevend dan kan het opheffen van 10 % ongezuiverde lozingen en het opvoeren van het rendement van 95 % naar 98 % een grote invloed hebben, groter dan het tussenschakelen van een bergbezinkbassin [4].

Uit het voorgaande kan bovendien worden afgeleid dat het doorspoelen van watergangen dikwijls slechts het verplaatsen van de vuilprop betekent zonder dat verbetering van de waterkwaliteit betrokken op een groter gebied optreedt. Als conclusie kan naast de hier reeds genoemde worden bemerkt dat bij de beoordeling van maatregelen onderscheid dient te worden gemaakt tussen een (semi-) permanente en een permanente situatie.

5. Diffuse lozingen

Indien een waterloop over een grote lengte nagenoeg op elk punt hetzelfde BZV en O<sub>2</sub>-gehalte vertoont, kan worden verondersteld dat dit een gevolg is van vuilozingen die min of meer gelijkmatig verspreid langs de waterloop plaatsvinden (te denken valt aan de belasting met organisch materiaal afkomstig uit de omgevende natuur, mest e.d.).

Afb. 2 geeft schematisch een sectie van de waterloop weer. Aan de sectie met een lengte dx wordt water toegevoegd met een BZV-gehalte l in mg/(l · m<sup>3</sup>). In de sectie treedt door biologische afbraak een vermindering op ter grootte van k<sub>1</sub> · L<sub>x</sub>. L<sub>x</sub> is het BZV op plaats x in mg/l. Het debiet aan de waterloop is Q. BZV-balans:

$$q \cdot l \cdot dx = Q \cdot dL_x + \frac{Q}{v} \cdot k_1 \cdot L_x \cdot dx \quad (11)$$

$\frac{Q}{v} dx$  is het volume van de beschouwde sectie ( $\bar{v}$  is de gemiddelde stroomsnelheid). Stel dat voor x = 0 geldt L<sub>x</sub> = L<sub>0</sub> dan volgt uit (11):

$$L_x = \frac{\bar{v} \cdot q \cdot l}{k_1 \cdot Q} \{1 - E_1\} + L_0 \cdot E_1 \quad (12)$$

Stel de totale lengte van de waterloop is s en L\* = q · l · s = de som van alle diffuse lozingen, dan volgt:

$$L_x = \frac{L^*}{k_1 \cdot \text{Vol}} \{1 - E_1\} + L_0 \cdot E_1 \quad (13)$$

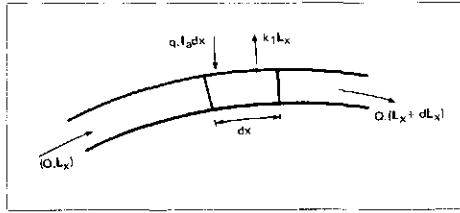
(Vol = Q · s/v)

Indien L<sub>x</sub> over de gehele lengte constant is dan volgt uit (13):

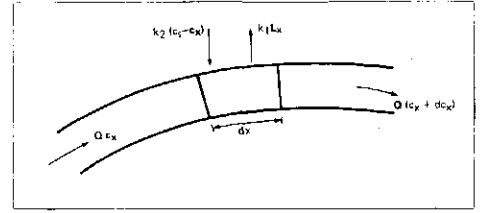
$$L^* = L_0 \cdot k_1 \cdot \text{Vol} \quad (14)$$

Een analyse van een serie metingen vermeld in [6] geeft aan dat op een bepaald tijdstip in de Kromme Rijn k<sub>1</sub> ~ 0,1/dag bedroeg. Zo bleek over de gehele lengte het O<sub>2</sub>-gehalte ~ 7,6 mg/l te bedragen. Het volume van de waterloop wordt geschat op ca. 520.000 m<sup>3</sup>. Uit (14) volgt dat L\* = 395.200 g/dag. Indien de BZV-productie per inwoner wordt gesteld op 50 g/dag waarvan 80% (is 40 g/dag) uiteindelijk de rwzi c.q. de waterloop bereikt dan blijkt de diffuse lozing op de Kromme Rijn overeen te komen met de ongezuiverde lozing van ongeveer 10.000 inwoners.

De berekening is globaal en geeft slechts een orde van grootte aan. (Het effect van de wel aanwezige puntlozingen is niet bepaald terwijl ook het stroomregime sterk is geschematiseerd). De orde van grootte van de diffuse lozing geeft echter wel aan tegen welk licht maatregelen als opvoeren



Afb. 2.



Afb. 3.

van het rendement van de rwzi, het verminderen van rechtstreekse lozingen etc. moeten worden beschouwd.

6. Verspreide lozingen versus een puntlozing

Een wel eens gehanteerde regel is dat het op vele plaatsen lozen van geringe hoeveelheden vervuild water in mindere mate de waterkwaliteit ten nadele beïnvloedt dan het op weinig plaatsen lozen van grote hoeveelheden vervuild water. De volgende beschouwingen geven aan dat deze redenering een kern van juistheid bevat. Indien wordt uitgegaan van met O<sub>2</sub> verzadigd water dan kan met behulp van vergelijking (8) de volgende betrekking worden opgesteld:

$$D_x = \left( \frac{k_1}{k_2 - k_1} \right) \cdot L_1 \cdot (E_1 - E_2) \quad (15)$$

Met behulp van (15) kan het O<sub>2</sub>-gehalte worden berekend op een willekeurige plaats in een watergang zodat L<sub>1</sub>, de in totaal puntsgewijze geloosde hoeveelheid BZV, betrokken op de volumestroom in de watergang bekend is.

In de vorige paragraaf is een betrekking afgeleid waarmee het BZV gehalte van een watergang bij een diffusie lozing kan

worden berekend. Op analoge wijze kan een betrekking voor het O<sub>2</sub>-gehalte worden afgeleid. De differentiaal vergelijking luidt als volgt (zie afb. 3).

$$k_2 \cdot (c_s - c_x) \cdot dx = k_1 \cdot L_x \cdot dx + v \cdot dc_x \quad (16)$$

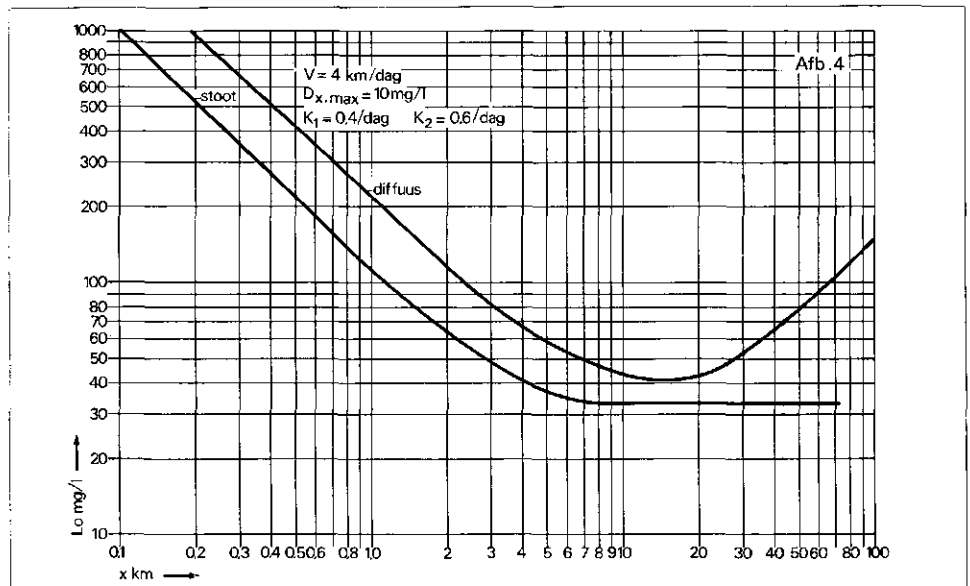
Te zamen met (11) wordt gevonden (D<sub>0</sub> = 0, L<sub>0</sub> = 0):

$$D_x = L_1 \cdot \left( \frac{v}{k_1 x} \right) \left\{ \frac{k_2 \cdot (1 - E_1) - k_1 (1 - E_2)}{k_2 - k_1} \right\} \quad (17)$$

L<sub>1</sub> is de gesommeerde diffuse lozing. Indien k<sub>1</sub>, k<sub>2</sub> en v bekend zijn kan worden berekend op welke afstand, x, het water zuurstofloos is gevonden (D<sub>x</sub> = c<sub>s</sub>). In afb. 4 is het verloop van de vergelijking (15) en (17) weergegeven. Daarbij is uitgegaan van de volgende waarden; k<sub>1</sub> = 0,4/dag, k<sub>2</sub> = 0,6/dag, D<sub>x, max</sub> = 10 mg/l en v = 4 km/dag (L<sub>0</sub> in de afb. = L<sub>1</sub>).

Uit de afbeelding valt af te leiden dat bij een bepaalde slootlengte een puntsgewijze lozing een geringere omvang dient te hebben dan een diffuse lozing om het water juist niet zuurstofloos te doen zijn. In het algemeen kan daarom worden aangenomen dat een diffuse lozing gunstiger is dan een puntsgewijze lozing. Ter nadere illustratie: Uit (15) en (17) volgt voor kleine waarden van x dat voor D<sub>x</sub> = D<sub>x, max</sub> = c<sub>s</sub> geldt

Afb. 4.



dat  $L_1$  (diffuus) =  $2 L_1$  (puntlozing). Deze relatie geldt tot slootlengtes van 2 tot 5 km (voorwaarde: diffuselozing is gelijkmatig).

### 7. Resultaten van de Kromme Rijn - Vechtstudie

In het voorgaande is aan de hand van enkele voorbeelden globaal aangegeven op welke wijze de waterkwaliteit met behulp van wiskundige formuleringen kan worden beschreven. Reeds aan de hand van betrekkelijk eenvoudige beschouwingen kan het inzicht worden verdiept. Het afleiden van nauwkeurige kwantitatieve betrekking is echter op dit moment als gevolg van allerlei oorzaken niet mogelijk. Dit laten de resultaten van de Kromme Rijn - Vechtstudie duidelijk onderkennen. De oorzaken moeten worden gezocht in o.a. de onbekendheid met de optredende processen, het niet permanente karakter van de verschijnselen, onvoldoende gegevens etc.

De studie van de Kromme Rijn - Vecht heeft geleerd dat hydrologische, hydraulische en ecologische modellen van vergelijkbare kwaliteit moeten worden opgesteld om tot bevredigende resultaten te kunnen komen. In de praktijk [7] blijken de volgende tekortkomingen te kunnen optreden bij het opstellen van de waterkwaliteitsmodellen:

- Het te beschrijven proces of gedrag van een variabele is te complex om te kunnen worden beschreven m.b.v. een hanteerbaar model.
- Toepassing van een verfijnd algemeen geldig model zonder dat het gedrag van het beschouwde waterlopendsysteem voldoende bekend was.
- Het niet erkennen van het belang van de kennis van de hydrologie van het stroomgebied.
- Verkeerd gebruik van de ijking van het model.
- Het gebruiken van slechte basisgegevens voor interpretatie, de ijking en het controleren van het model.
- De presentatie van de resultaten van de studie is te moeilijk voor de gebruiker.

Bij nader beschouwing bleken aan de Kromme Rijn - Vechtstudie de gebreken te kleven die onder b, c en e zijn omschreven. Desondanks werd het resultaat van de studie positief beoordeeld en wel omdat:

- inzicht werd verkregen in de omvang van de problemen;
- er werd door de systematische inventarisatie een overzicht verkregen van de bestaande toestand;
- aan de hand van de studie kan worden

overgegaan tot het inrichten van een zo effectief mogelijk meetnet.

### 8. Besluit

Sinds de uitvoering van de studie worden in de literatuur [8, 9] aanwijzingen gevonden dat de kennis en ervaring verzameld met betrekking tot waterkwaliteitsmodellen zodanig is toegenomen dat mag worden verwacht dat deze modellen in de nabije toekomst een bruikbaar instrument ten behoeve van het waterkwaliteitsbeheer zullen gaan vormen.

Recente ontwikkelingen wijzen in de richting van combinaties van deterministische en stochastische modellen, d.w.z. modellen die geheel *geijkt zijn op de locale situatie* en waarbij rekening wordt gehouden met de *willekeur* van de beschouwde verschijnselen (zie [8]).

Kort samengevat kan het nut van het gebruiken van mathematische waterkwaliteitsmodellen, ondanks de problemen die daarmee samenhangen, als volgt worden omschreven (zie ook [10]):

- een integrale aanpak van het waterkwaliteitsbeheer wordt mogelijk;
  - de besluiten ten aanzien van de noodzakelijke geachte investeringen kunnen beter worden onderbouwd;
  - een strikte beheersing van de waterkwaliteit wordt mogelijk.
- Op grond hiervan kan worden besloten met de opmerking dat mathematische waterkwaliteitsmodellen een perspectief bieden.

### Literatuur

- Orlob, G. T., *Systems analysis applied to environmental management*. Nato Study Institute on Systems Analysis for Environmental Pollution Control, Bayersbrunn - Tonbach - W-Duitsland, 1972.
- Gundelach, J. M. en Castillo, J. E. *Natural stream purification under anaerobic conditions*. JWPCF, vol. 48, no. 7, July 1976.
- Dorfmann, R., Jacoby, H. R. en Thomas Jr., H. A., *Models for managing regional water quality*. Harvard University Press, Cambridge, March 1972.
- Wiggers, J. B. M., Leunk, J. W., Bakker, K., *Beoordeling van rioolstelsel ten aanzien van vuilozingen*. H<sub>2</sub>O 10, nr. 19, september 1977.
- Wiggers, J. B. M., Leunk, J. W., Bakker, K., *Beoordeling van rioolstelsels; vuilozingen en kostenaspecten*, H<sub>2</sub>O, 10, nr. 20, september 1977.
- Riooltechnische Studie Kromme Rijn en Vecht*, Intern Rapport, DHV - Amersfoort en MABEG - Van Hasselt, Utrecht, Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne, 1976.
- Hines, W. G., Rickert, D. A., Kenzie, S. W. Mc. en Bennett, J. P., *Formulation and use of practical models for river quality assessment*, JWPCF, vol. 47, no. 10, oktober 1975.
- Vansteenkiste, G. C., e.d., *Computer simulation of water resources systems*. North-Holland/American Elsevier, 1974.

9. Chia Shun, Shih, *A reliability assesment for regional water quality management*. Computer and Operations Research, Vol. 3, 1976.

10. Mellor, J. G., en Oxley, N. C., *Application of mathematical modelling to water quality management*. Effl. and Water Treatment Journal, August 1973.



## Boekbespreking

### Watertorens ook monumenten van bedrijf en techniek

Het laatste hoofdstuk uit het dezer dagen verschenen fraaie boekwerk 'Monumenten van bedrijf en techniek' betreft een overzicht van de werking, constructie en architectuur van de oudere watertorens in Nederland. Deze bijdrage is een samenvatting van het boek 'Watertorens in Nederland (1856-1915)' (uitgave Heuf, Nieuwkoop 1973), dat mevr. drs. P. Houwink schreef als resultaat van haar studie Kunstgeschiedenis aan de Universiteit van Amsterdam.

Het hoofdstuk 'Watertorens' in 'Monumenten van bedrijf en techniek' geeft een aanvulling op het eerdergenoemde werk met de resultaten van aanvullend speurwerk. Er is een flinke literatuurverwijzing aan toegevoegd zodat de geïnteresseerde vooruit kan. Er wordt niet veel over dit interessante en vaak landschap-bepalende facet van de openbare watervoorziening gepubliceerd, zodat deze bijdrage van mevr. Houwink met genoegen wordt ontvangen. Behalve over vuurtorens heeft de samensteller van 'Monumenten van Bedrijf en Techniek', drs. P. Nijhof, bijdragen uit een grote verscheidenheid van vaktijdschriften geselecteerd en opnieuw bewerkt, terwijl voorts een aantal niet eerder gepubliceerde studies is opgenomen.

Naast het artikel over de watertorens en een tweetal openingsbijdragen met een algemeen, verkennend karakter zijn bijdragen opgenomen over stoommachines, houtzagen, bedrijfsgebouwen, textiel fabrieken, kanalen, vuurtorens en marinewerven.

Een literatuuroverzicht en een adreslijst van 70 technische musea vormen de afronding van deze uitgave, die ruim is geïllustreerd met bijna 200 afbeeldingen.

Het boek is uitgegeven onder auspiciën van het Nederlands Instituut voor Ruimtelijke Ordening en Volkshuisvesting NIROV te 's-Gravenhage door De Walburg Pers te Zutphen. Prijs f 59,50.