

Vuillozingen op oppervlaktewater

Voordracht uit de 15e vakantiecursus in behandeling van afvalwater 'Milieu-effectrapportage, gehouden op 8 en 9 mei 1980 te Delft.

zuivering van afvalwater in zeer laag belaste actief slijstsystemen. Stikstof en fosfaatverwijdering bij simultane precipitatie met AVR, slijbeïenschappen en verwerking. TNO-rapport, 1977.

9. Bates, T. E. e.a. *Land disposal of sewage sludge*, vol. V. Research Report nr. 73. Environmental Protection Service, Canada, 1978.

10. Sutton, P. M. e.a. *Efficacy of biological nitrification*. JWPCF 47 (1975), 11 : 2665 - 2673.

11. Kienzle, K. H. *Phosphatfällung in Belebungsanlagen mit Schlammstabilisation und Denitrifikationsstufe*.

12. Valve, M. e.a. *Ravinteiden poisto biologisessa puhdistuksessa*. NBW rapport 1. (Engelse samenvatting.) Finland, 1979.

13. Hamm, A. *Der Einfluss von Phosphatfällungsmitteln auf die Denitrifikation*. Wasser- und Abwasser-Forschung 69, 5 : 180 - 182.

14. *Veiledning i driftsovervåking av kommunale rensaanlegg*. Nordfosk rapport nr. 4, Oslo, 1979.

15. Viitasalo I. *Cadmium, Copper, Zinc, Manganese and iron accumulation in cereal seeds during iron-containing sewage sludge fertilization*. Presented at symp. on Management and control of heavy metals in the environment, Imperial College, London, 18 - 21 September 1979.

16. Albertson, O. E. e.a. *Phosphate extraction process*. JWPCF 41 (1969) 8 : 1467 - 1490.

1. Inleiding

De kwaliteit van een oppervlaktewater wordt beïnvloed door vuillozingen op dat water. Een van de doelen van een milieu-effectrapport (MER) nu is de beoordeling van een voorgenomen lozing op een oppervlaktewater mogelijk te maken (zie afb. 1). Bij dit beoordelen stuit men op een aantal problemen. Het betreft problemen t.a.v. het te voeren beleid en problemen van technische aard. De volgende problemen doen zich o.a. voor:

— hoe is kwaliteit van oppervlaktewater



ING. A. G. VANDEN HERIK
Afdeling Riolerings,
Grontmij NV, De Bilt



IR. R. LAGEVEEN
Afdeling Riolerings,
Grontmij NV, De Bilt



IR. W. J. P. WORST
Afdeling Riolerings,
Grontmij NV, De Bilt

te omschrijven?

— wat te verstaan onder aanvaardbare kwaliteit?

— hoe zijn vuillozingen te kwantificeren?

— hoe is het effect van een vuillozing op een oppervlaktewater te voorspellen?

— welke maatregelen zijn er te treffen om het effect van een vuillozing op het ontvangend water zo klein mogelijk te maken?

In dit artikel zal bovengenoemde problematiek als volgt worden behandeld. Na een korte opsomming van een aantal bestuurlijke aspecten zal nader worden ingegaan op de technische aspecten van vuillozingen op oppervlaktewater. Aan de hand van een rekenvoorbeeld worden vervolgens de technische aspecten nader toegelicht. Hoe een en ander in een MER kan worden uitgewerkt is in de laatste paragraaf weergegeven.

2. Bestuurlijke aspecten/regelingen

2.1. Regelingen

De basis voor de bestrijding van water-

verontreiniging in Nederland wordt gevonden in de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (WVO). In deze wet krijgen Provinciale Staten opdracht verordeningen vast te stellen voor de bestrijding van verontreiniging van de oppervlaktewateren onder hun beheer.

De Staten in een groot aantal Provincies hebben gebruik gemaakt van de mogelijkheid om taken en bevoegdheden te delegeren naar andere openbare lichamen (vaak waterschappen).

In de WVO (artikel 33) wordt voorzien in de vaststelling van een Indicatief Meerjare Programma (IMP). De per provincie opgestelde verordeningen voorzien in de vaststelling van waterkwaliteitsplannen (o.a. bestrijdingsplannen, sanerings- of zuiveringsplannen).

Een eenvoudig schema van de regelingen is hieronder weergegeven.

Niveau	Regeling	Plan
Rijk	WVO	IMP
Provincie	Verordening	Waterkwaliteitsplan
Waterschap	Verordening	Waterkwaliteits- (beheers)plan

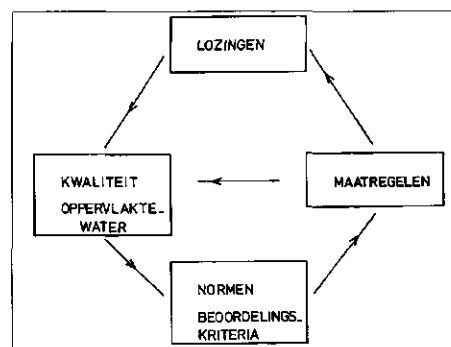
Het wetsontwerp tot wijziging aan de WV dat thans bij de Tweede Kamer aanhangig is, omvat onder meer de invoering van een stelsel van waterkwaliteitsplannen. Deze waterkwaliteitsplannen zullen in het algemeen van een bredere opzet zijn dan tot nu toe opgestelde zuiverings- of saneringsplannen [lit. 7].

2.2. Instrumenten

De instrumenten die de beheerder van de oppervlaktewateren wettelijk ter beschikking heeft gekregen om de kwaliteit van het oppervlaktewater te bewaken zijn:

- vergunningen
- absoluut lozingsverbod
- heffingen
- subsidies
- verklaring van ongenoegzaamheid
- waterkwaliteitsplannen.

Afb. 1 - Schema beoordeling kwaliteit oppervlaktewater.



• • •

• vervolg van pag. 519

Wijs zijn met water loont wèl

evenals ieder ander te maken heeft met verhoogde kosten (energie, rente, maatregelen in verband met bodemverontreiniging, onderhouds- en reparatiekosten, enz.).

3 Het waterverbruik neemt nog steeds toe, zij het minder snel dan werd verwacht.

Wij kunnen bij een zuinig omgaan met het grondwater het gebruik van oppervlaktewater (Rijn of IJsselmeer) langer uitstellen dan aanvankelijk werd gedacht. Onze afnemers kunnen als gevolg daarvan vele jaren langer profiteren van het goedkope en lekkere grondwater. Wij moeten verder kijken dan het jaar 1981 en blijven dus met overtuiging bij onze slagzin: Wees wijs met water!

4. Ook in een 'lange hete zomer' moeten wij in staat zijn aan iedereen genoeg water te leveren. Onze installaties zijn daarop berekend. Dit kost veel geld en deze kosten lopen door, ook als de zomer koud en nat is.

5. De raming van de inkomsten uit waterlevering is voor 1980 f 52.965.000,— (en niet f 48.200.000,— zoals hier en daar in de pers vermeld).

Oorspronkelijk was begroot f 54.445.700,—. Er was dus f 1.480.700,— te veel begroot, d.i. 2,7 %. Overigens zal de opbrengst in 1980 bij gelijkblijvend tarief nog wel uitgaan boven die van 1979, die f 51.744.004,— bedroeg. Van echte zuinigheid met het water is dus geen sprake, wel van verminderd stijgingstempo, voornamelijk door de invloed van het weer.

6. Het tarief 1980 ligt ca. 20 % boven dat van 1972, terwijl het algemene kostenpeil in die tijd steeg met meer dan 70 %.

Dit zijn de feiten.

Het WMN heeft getoond, niet alleen de zuinigheid te propageren, maar ook zelf te betrachten. De tarieven worden slechts verhoogd als het bitter nodig is.

• • •

2.3. Kwaliteitseisen (normen) voor oppervlaktewater

In het Indicatief Meerjaren Programma (IMP) 1975-1979 wordt door de rijksoverheid een beschouwing gegeven inzake eisen te stellen aan de waterkwaliteit. Bij de gedachtenvorming over normen en alles wat daarmee samenhangt is getracht aansluiting te vinden bij het Actieprogramma van de Europese Gemeenschappen. In dit Actieprogramma wordt gesteld dat bij het opstellen van een eisen(normen)-pakket rekening dient te worden gehouden met:

- bescherming van de gezondheid van de mens tegen verontreiniging en vormen van ainder;

- bescherming van het natuurlijk milieu, in het bijzonder de flora en fauna, tegen de veelvuldige vormen van agressie waaraan het bloot staat;

- herstel, bescherming en verbetering van de kwaliteit van het menselijk leven (welzijn).

Bovengenoemde punten zijn niet eenvoudig te vertalen naar concrete eisen waaraan de waterkwaliteit moet voldoen. Toch zijn in het IMP 1975-1979 [lit. 6] voor een aantal parameters voorlopige grenswaarden (waterkwaliteitsnormen voor de korte termijn) en streefwaarden (waterkwaliteitsnormen voor de lange termijn) opgesteld. Onder korte termijn wordt verstaan een periode van circa 5 jaren en onder lange termijn een periode van 15 à 20 jaren (zie tabel I). Met de voorlopige grenswaarden wordt een zodanige waterkwaliteit beoogd dat het water:

- geen overlast (stank) voor de menselijke samenleving veroorzaakt;

- geen onaantrekkelijk uiterlijk bezit (verkleuring, troebelheid en drijvende verontreiniging);

- een aanvaardbaar milieu vormt voor een aerobe levensgemeenschap;

- geen giftige stoffen bevat in zodanige concentraties dat visetende dieren (terminale predatoren) daarvan de dupe worden.

De voorlopige grenswaarden zijn in eerste instantie bedoeld voor het wegnemen van knelpunten. Zijn deze eenmaal weggenomen kan zal gezocht moeten worden naar maatregelen om de streefwaarden te bereiken.

In het concept IMP 1980-1984 [lit. 7] wordt het begrip *basiskwaliteit* geïntroduceerd. Met de invoering van de 'basiskwaliteit' als waterkwaliteitsdoelstelling wordt beoogd een minimum aan te geven in het geheel van waterkwaliteitsdoelstellingen. De normenserie voor de basiskwaliteit in het concept IMP 1980-1984 komt in de plaats van de lijst van

TABEL I - Voorlopige grenswaarden en streefwaarden van enkele belangrijke parameters volgens IMP 1975-1979 voor oppervlaktewater met een algemeen gebruiksdoel.

Parameter	Voorlopige grenswaarde	Streefwaarde
Temperatuur	°C	<25 <23
Zuurstofverzadigingswaarde	%	>50 >80-120
BZV ₂₀	(mg O ₂ /l)	< 5 < 3
Kjeldahl-stikstof	(mg N/l)	< 3,0 < 1,0
Ammonium	(mg N/l)	< 2,0 < 0,5
Nitriet	(mg N/l)	< 1,0
Nitraat	(mg N/l)	< 4,0 < 2,0
Totaal fosfaat	(mg P/l)	< 0,3 < 0,05

TABEL II - Enkele normen met betrekking tot de basiskwaliteit volgens het concept IMP 1980-1984.

Parameter	Basiskwaliteit
Temperatuur	(° C) <25 (absoluut)
Zuurstofgehalte	(mg O ₂ /l) > 5 (absoluut)
BZV ₂₀	(mg O ₂ /l) < 5 (gemiddeld)
Totaal stikstof (Kjeldahl-N-nitraat-N)	(mg N/l) < 2 (i.v.m. eutrofiëring)
Nitraat + nitriet	(mg N/l) <10 (absoluut)
Ammonium + ammoniak	(mg N/l) < 1 (gemiddeld)
Totaal fosfaat	(mg P/l) < 0,2 (gemiddeld)

N.B. Voor een juiste interpretatie van de basiskwaliteit zie het concept IMP 1980-1984.

voorlopige grenswaarden in het IMP 1975-1979 (zie tabel II).

In het concept IMP 1980-1984 zijn geen streefwaarden meer opgenomen.

Naast bovengenoemde eisen die gericht zijn op de algemene ecologische functie kunnen nog aanvullende eisen gesteld worden, afhankelijk van het gebruiksdoeleinde van het water. Hiertoe zullen functie en gebruiksdoeleinden van het oppervlaktewater in de waterkwaliteitsplannen moeten worden aangegeven.

3. Technische aspecten

In het onderstaande zullen de elementen van het schema uit de inleiding behandeld worden. Hierbij zal worden ingegaan op de technische stand van zaken: namelijk op de mogelijkheid tot een acceptabele kwantificering van lozingen en van de invloeden van lozingen op het oppervlaktewater te komen. Het is echter niet doeltreffend dit voor alle lozingen en kwaliteitsparameters te doen. We zullen ons daarom beperken tot de zuurstofhuishouding (de basis voor de klasse-indeling van het eerste IMP) en de eutrofiëeringsproblematiek (vanwege de grote aandacht die deze momenteel heeft). Een MER behoort vanzelfsprekend deze beperking niet persé te hebben.

3.1. Zuurstofhuishouding

Als belangrijkste parameters in verband met

de zuurstofhuishouding zullen zuurstofgehalte, BZV (Biochemisch Zuurstof Verbruik) en NH⁺₄ worden beschouwd. Bij de lozingen zijn dan met name de laatste twee van belang.

3.1.1. Lozingen

— Natuurlijke belasting.

Deze wordt hoofdzakelijk gevormd door het BZV van de bodem ten gevolge van afstervende biomassa. Hier kunnen uiteenlopende waarden voor aangetroffen worden, doch de relatieve invloed zal in het algemeen gering zijn.

— Ingelaten water.

De invloed van het ingelaten water in een beheersgebied of waterpartij kan vaak vrij groot zijn. De mogelijkheid om deze bron te kwantificeren is afhankelijk van het goed bekend zijn van het waterregiem en van regelmatige bemonstering. Meestal zijn redelijke schattingen van deze bijdrage aan de verontreiniging te maken.

Vaak echter worden kleine watergangen (nog) niet bemonsterd.

— Overstortwater uit rioolstelsels.

Het overstortend water uit een rioolstelsel is vervuld met stoffen van verschillende oorsprong:

- rioolslib, dat zich tijdens een droogweerdeperiode heeft afgezet (in een gescheiden stelsel t.g.v. foutieve aansluitingen) en wordt opgewoeld bij grote regenintensiteiten;

- de lozing van afvalwater tijdens het overstorten;

- regenwater, o.a. verontreinigd door straatvuil.

Recent zijn voor de berekening van de vuilemissies uit rioolstelsels modellen ontwikkeld [lit. 2, 4 en 8]. In het uitgewerkte rekenvoorbeeld zal hier, voor een gemengd stelsel, nader op in worden gegaan.

— Lozingen van niet-gerioleerde (verspreide) bebouwing.

De woningen die niet zijn aangesloten op een rioolstelsel zullen in het algemeen lozen in de bodem of op het oppervlaktewater, al dan niet met tussenschakeling van een septictank.

Van het effect van behandeling van huishoudelijk afvalwater in een septictank op de verwijdering van BZV, en oxideerbare stikstof zijn literatuurgegevens beschikbaar, maar deze vertonen een grote variatie.

— Effluent van zuiveringsinstallaties.

De rendementen van zuiveringsinstallaties zijn in het algemeen goed bekend en er zijn redelijk betrouwbare waarden op te stellen voor de jaarlijkse geloosde

hoeveelheden BZV. Incidenteel kan de lozing van BZV belangrijk groter zijn dan de gemiddelde geloosde hoeveelheid. Dit kan vooral van belang zijn bij de bestudering van de waterkwaliteit over korte perioden, bijv. in verband met lozingen uit rioolstelsels.

— Overige lozingen.

Deze kunnen incidenteel van belang zijn.

Beschouwingen gelden zowel voor bestaande lozingen als voor de lozing ten gevolge van de voorgenomen ingreep.

3.1.2. Berekening van de waterkwaliteit

Bij het vaststellen van het model, dat voor het beschouwde oppervlaktewater het best bruikbaar is, zijn er een aantal keuzen nodig, te weten:

— Keuze tussen aannemen van propstroming, van volledige menging of van een nauwkeuriger beschrijving van de verspreiding van de verontreinigingen (aaneengeschaalde mengbakken, in rekening brengen van dispersief transport);

— Keuze van de processen die men in rekening wil brengen. In ieder geval zal men rekenen met de afbraak van BZV, de afname van zuurstofgehalte daardoor en de fysische reaeratie, beschreven door de vergelijkingen van Streeter-Phelps of door het daaruit afgeleide nomogram van Fair. Het is mogelijk tevens rekening te houden met uitwisselingen tussen water en bodem zoals sedimentatie en opwoeling en met een aantal biochemische processen, o.a. toevoer van oxideerbare stikstof en biogene reaeratie.

Vaak is een goede benadering te verkrijgen door het hanteren van het Streeter-Phelps model, waarbij voor stromend water propstroming en voor meren volledige menging wordt aangenomen.

De uitkomsten van de berekening kunnen dan het verloop van BZV, zuurstofgehalte (en NH_4^+ -concentratie) zijn.

3.1.3. Beoordeling

Nadat de te verwachten kwaliteit (bijv. van de toekomstige ingreep) is berekend kan deze vergeleken worden met de norm(en). Er kan hierbij onderscheid worden gemaakt in de beoordeling van de gemiddelde kwaliteit en de met een bepaalde herhalings-tijd voorkomende (minimum) kwaliteit, bijv. als gevolg van stootlozingen.

Voor wat de zuurstofhuishouding betreft zijn er duidelijke grenswaarden aangegeven (zie tabel I en II). Minder duidelijk zijn de gevolgen voor aqua-flora en -fauna van incidenteel voorkomende stootlozingen c.q. van daling van de waterkwaliteit. Met andere woorden het is slechts aan

te geven of de chemisch-fysische toestand op een gegeven moment binnen de normen valt maar niet of hierdoor een verstoring van het milieu optreedt.

3.1.4. Maatregelen

In het algemeen zal men geen genoegen nemen met het al of niet toelaatbaar beoordelen van een lozing en zal de opsteller van de MER aan moeten geven welke mogelijkheden er dan zijn om de invloed van de lozing zoveel mogelijk te beperken en om de kwaliteit van het oppervlaktewater zo goed mogelijk te laten zijn.

In het rekenvoorbeeld zal hier nader op in worden gegaan.

3.2. Eutrofiëring

Van belang bij het bestuderen van eutrofiëeringsproblemen zijn vooral stikstof en fosfaat. Bij het aangeven van de invloed hiervan op de oppervlaktewaterkwaliteit stuit men op een aantal problemen. We zullen de belangrijkste hiervan in kort bestek behandelen.

Een probleem bij het kwantificeren van de lozingen vormt de uitspoeling uit de landbouw, zowel vanwege de soms zeer grote belasting (nitraat) en vanwege de moeilijkheden de grootte ervan goed te berekenen c.q. te voorspellen.

Ook bij processen waaraan stikstof en fosfaat deelnemen in het oppervlaktewater stuit men op problemen met de berekening. De uitwisseling met het bodemsediment (fosfaat), de vastlegging in biomassa en de biochemische oxidatie en reductie van stikstofverbindingen zijn afhankelijk van een groot aantal complexe factoren.

Een extra probleem bij de beoordeling is dan nog dat:

a. of stikstof of fosfaat beperkend is voor de groei van biomassa en dat hierdoor niet aan beide gelijk gewicht kan worden toegekend, en

b. het feit dat de processen in het water die de resulterende concentraties bepalen juist de reden zijn dat men de nutriënten beschouwt (afname van de concentratie kan bijvoorbeeld veroorzaakt zijn door algenbloei en hoeft dan geen kwaliteitsverbetering te zijn).

Het gevolg van deze problemen is dat men zich bij de maatregelen vooral richt op het beperken van de lozingen met relatief grote invloed. Bij het beoordelen van een toekomstige lozing zal men zich in het ten aanzien van de eutrofiëring gevoerde beleid moeten schikken. Het heeft bijv. geen zin een stikstofemissie te beperken als de regionale waterkwaliteits-

beheerder zich op reductie van de fosfaatbelasting richt.

3.3. Gewenst nader onderzoek

Uit het voorgaande moge blijken dat het voor de zuurstofhuishouding redelijk goed mogelijk is om een inzicht te geven in de resulterende waterkwaliteit na een ingreep. Er moet dan echter wel aan een aantal voorwaarden worden voldaan (voldoende betrouwbare gegevens).

Veel moeilijker ligt het bij eutrofiëeringsproblemen. Zowel de kwantificering van de lozingen als van de processen leveren nog grote problemen op. Bovendien is men met de normstelling nog niet zover gevorderd, dat ook werkelijk een goede beoordeling van de waterkwaliteit op basis van stikstof- en fosfaatcijfers mogelijk is. We komen zo tot de volgende punten waarop nader onderzoek gewenst is:

— meten van de huidige kwaliteit.

Van belang zijn hierbij het aantal parameters, aantal monsterpunten en meet-frequentie.

— opstellen en verbeteren van de theoretische modellen en toetsing hiervan.

— beoordelingscriteria.

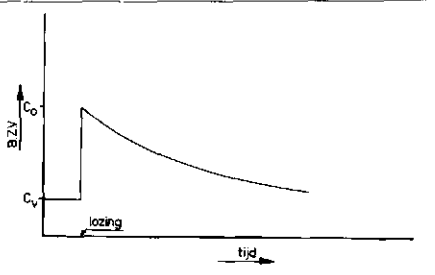
Voor veel stoffen is het nog niet goed mogelijk aan te geven wat het effect van een bepaalde concentratie op flora en fauna is. Problematisch is hierbij met name nog de invloed op langere termijn (zware metalen, nutriënten) en de invloed van een kortdurende verstoring (stootlozing). Het ligt voor de hand dat een toenemend inzicht in de milieu-effecten in aanpassing van grens- en streefwaarden resulteert. Wellicht kan voor sommige parameters ook niet volstaan worden met toestands(=concentratie)normen.

— In samengang met de vorige punten moet een biologische beoordeling van de kwaliteit van het oppervlaktewater van groot belang worden geacht.

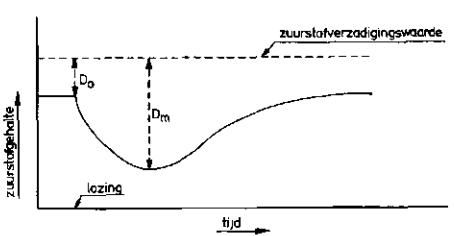
4. Rekenvoorbeeld

In dit voorbeeld wordt de invloed van een stootlozing (overstort) uit een gemengd rioolstelsel op de kwaliteit (zuurstofhuishouding) van het oppervlaktewater (vijver) beschouwd. Alleen de parameters BZV en zuurstofgehalte worden beschouwd. De door de lozing veroorzaakte stijging van het BZV en de daarna volgende daling ten gevolge van afbraak laat zich weergeven als in afb. 2.

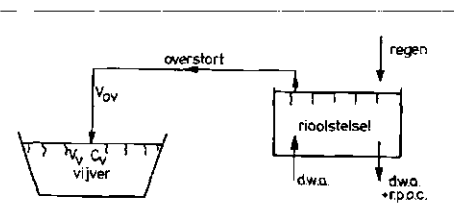
Het simultaan optredende verloop van het zuurstofgehalte laat zich weergeven als in afb. 3.



Afb. 2 - Verloop van BZV in de tijd.



Afb. 3 - Verloop van zuurstofgehalte in de tijd.



Afb. 4 - Schematische voorstelling rioolstelsel en oppervlaktewater.

De nu volgende berekening is, door de volgende te stellen aan het minimum toelaatbare zuurstofgehalte, de toelaatbaarheid van de lozing getoetst.

1. Situatie

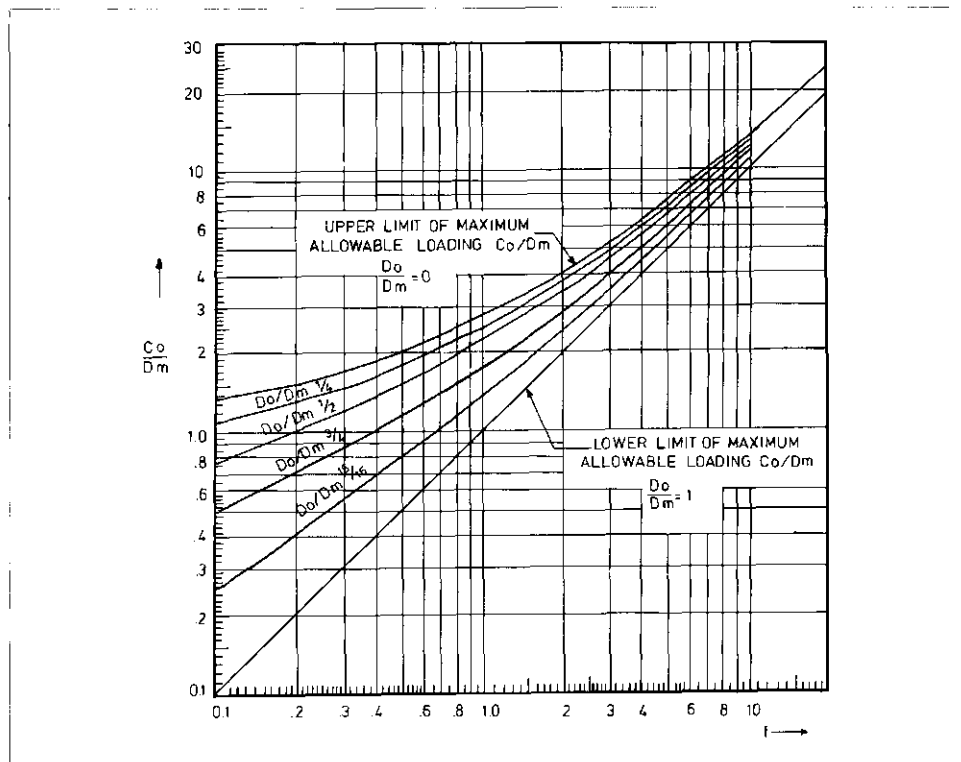
Een gemengd rioolstelsel stort ten gevolge van een hevige regenval over op een vijver (zie afb. 4).

Gegevens rioolstelsel:

h = berging rioolstelsel	=	9	mm
h_s = berging op straat	=	3	mm
f = regenpomp-overcapaciteit	=	0,7	mm · h ⁻¹
V_v = afvoerend oppervlak	=	300.000	m ²
n = aantal inwoners	=	6.000	
V_v = Volume vijver	=	15.000	m ³

2. Toelaatbare waterkwaliteit

In dit voorbeeld wordt voor de toelaatbare waterkwaliteit van het water in de vijver vastgesteld dat het zuurstofgehalte niet lager dan 3 mg/l mag worden (dan net



Afb. 5 - De toelaatbare aanvangs-BZV (C₀) volgens Fair.

geen vissterfte). Met behulp van het nomogram van Fair (zie afb. 5) kan dan de maximaal toelaatbare BZV-verhoging in de vijver worden vastgesteld [lit. 1].
 C_0 = Het toelaatbare BZV²⁰₂₀ in de vijver na de overstort
 D_0 = Het zuurstofdeficiet (d.w.z. zuurstofverzadigingswaarde minus aanwezig zuurstofgehalte) in de vijver na de overstort
 D_m = Het maximaal toelaatbare zuurstofdeficiet
 f = De zelfreinigingsfactor, gedefinieerd als K_d / K_b
 K_d = Reaeratiesnelheid van het water
 K_b = afbraaksnelheid van de BZV-stoffen.

Bij een temperatuur van het water van 20 °C (zuurstofverzadigingswaarde 9,2 mg O₂/l) en een zuurstofgehalte van 7 mg/l na de overstort worden dan:
 $D_m = 9,2 - 3 = 6,2 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3}$
 $D_0 = 9,2 - 7 = 2,2 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3}$

Uit het nomogram volgt dan met $K_d = 0,4 \text{ d}^{-1}$ en $K_b = 0,2 \text{ d}^{-1}$ ($f = 2$):
 $C_0 = 3,7 \times 6,2 = 23 \text{ g BZV}^{20}_{20} \cdot \text{m}^{-3}$ of
 $C_0 = 23 / 1,58 = 15 \text{ g BZV}^{20}_{25} \cdot \text{m}^{-3}$.

Anders gezegd: het BZV²⁰₂₅ in de vijver na overstorten mag niet hoger zijn dan 15 g · m⁻³ daar anders het minimum zuurstofgehalte van 3 g · m⁻³ wordt onderschreden. (Wordt als eis gesteld dat het water net niet zuurstofloos mag worden dan wordt $C_0 = 23 \text{ g BZV}^{20}_{25} \cdot \text{m}^{-3}$.)

4.3. Berekening waterkwaliteit

Aan de hand van de parameter BZV²⁰₂₅ wordt hier de BZV²⁰₂₅-uitwerp uit het gemengde rioolstelsel berekend bij een overstorthoeveelheid die 1 maal per 10 jaren kan worden overschreden [lit. 3]. Uitgegaan wordt van een bepaald model met volledige menging (zie afb. 4).

Gebruikte symbolen:

- V_v = Volume vijver (m³)
- V_{ov} = Volume overstortwater (m³)
- C_v = Aanvangswaarde BZV²⁰₂₅ in vijver (g BZV²⁰₂₅ · m⁻³)
- W_{ov} = BZV-uitwerp overstortwater (g BZV²⁰₂₅)
- W_v = BZV aanwezig in vijver ($V_v \times C_v$) (g BZV).

De resulterende BZV-waarde na de overstort is dan bij volledige menging van vijverwater met het overstortwater:

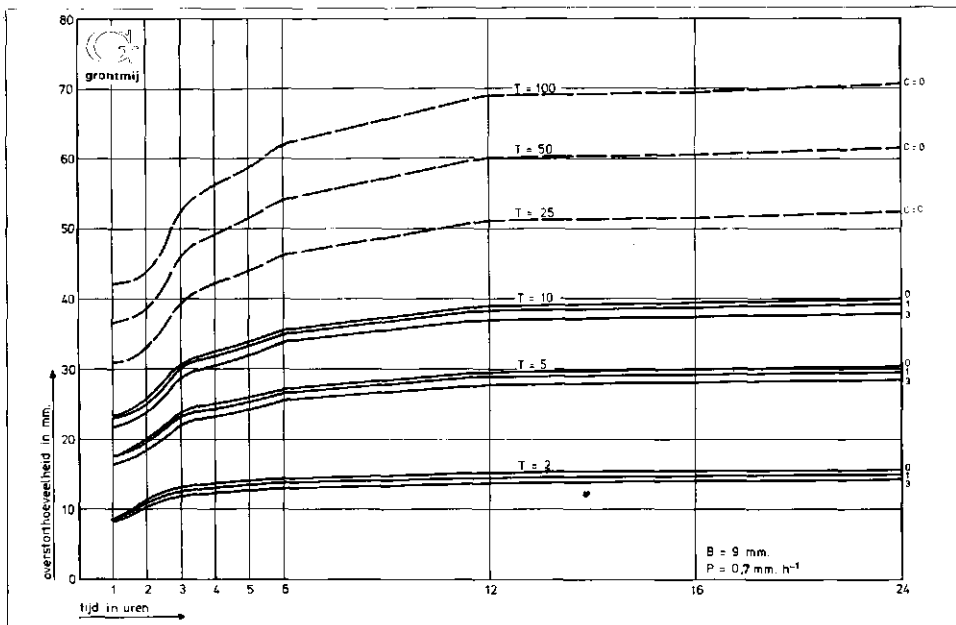
$$C_0 = \frac{W_{ov} + W_v}{V_{ov} + V_v} \quad (4.3)$$

(In dit voorbeeld wordt de invloed van het bodemslib in de vijver buiten beschouwing gelaten.)

In de volgende subparagrafen worden behandeld hoe de termen uit deze vergelijking worden gevonden.

4.4. Overstorthoeveelheid

De overstorthoeveelheden die 1x per 10 jaren kunnen worden overschreden zijn te bepalen aan de hand van grafieken gebaseerd op regengegevens gedurende



Afb. 6 - Overstorthoeveelheden van 1 tot 24 uur, gerekend vanaf het begin van een overstort.

12 jaar in De Bilt (zie afb. 6).

De overstorthoeveelheden die 1x per 10 jaar kunnen worden overschreden bedragen dan:

in 1 h: 22 mm

in 12 h: 37 mm

in 24 h: 38 mm.

In dit voorbeeld wordt de overstorthoeveelheid in 1 h beschouwd.

De overstorthoeveelheid wordt dan:

$$V_{ov} = F_v \cdot 22 \cdot 10^{-3} = 6.600 \text{ m}^3.$$

4.5. De vuilbelasting

De vuilbelasting die de resulterende BZV-waarde in de vijver na de overstort bepaalt, bestaat uit:

- de vuiluitworp uit het rioelstelsel
- de reeds in de vijver aanwezige BZV-last.

Ad A

De vuiluitworp uit het rioelstelsel die via de overlaat op de vijver komt bestaat uit:

A1. opgewoelde bezonken rioelslib
Uitgangspunten/aannamen bij de bepaling van deze vuiluitworp zijn:

— de BZV-productie per inwoner per dag bedraagt 54 g BZV₂₀

— per inwoner per droge dag (d.w.z. dag waarin geen opwoeling optreedt) bezinkt 10 % van 54 g = 5,4 g BZV₂₀

— droogweelperiode voorafgaande aan de overstort is 10 dagen.

Het percentage van het bezonken rioelslib dat tijdens overstorten uit het rioelstelsel spoelt wordt gevonden uit afb. 7.

Uit deze afbeelding volgt dat, bij een overstorthoeveelheid van 22 mm en een

verpompte hoeveelheid van 0,7 mm (samen 22,7 mm) 92 % van het opgewoelde bezonken rioelslib (324 kg BZV) uitspoelt en wel 89 % via de overlaat en 3 % via het rioelgemaal.

$$W_{A1} = 0,89 \times 324 = 288 \text{ kg BZV.}$$

A2 dwa-bijdrage

Gerekend wordt dat 10 % van de dagproductie aan BZV in 1 h in het rioelstelsel komt. Tijdens de overstort spoelt hiervan 97 % ($22/22,7 \times 100$ %) uit.

$$W_{A2} = 0,97 \times 32,4 = 31 \text{ kg BZV.}$$

A3 regenbijdrage

Aangenomen wordt dat de concentratie in het aangevoerde regenwater ten gevolge van het van de wegen etc. afgevoerde

vuil 20 g BZV · m⁻³ is. De resulterende vuillast is dan:

$$W_{A3} = 6.600 \times 20 = 132.000 \text{ g} = 132 \text{ kg BZV.}$$

$$W_{ov} = W_{A1} + W_{A2} + W_{A3} = 288 + 31 + 132 = 451 \text{ kg BZV.}$$

Ad B

Voor de aanvangskwaliteit van het water in de vijver wordt gerekend met 10 g BZV · m⁻³ (o.a. ten gevolge van overige lozingen).

De resulterende BZV-vracht in de vijver aanwezig voor de overstort wordt dan:

$$W_v = V_v \cdot C_v = 15.000 \times 10 = 150.000 \text{ g} = 150 \text{ kg BZV.}$$

De BZV-waarde na overstorten is nu volgens 4.3.:

$$C_o = \frac{(451 + 150) \cdot 10^3}{6.600 + 150.000} = 28 \text{ g BZV} \cdot \text{m}^{-3}$$

4.6. Toetsing

De in 4.2. gestelde eis was:

$$C_o \leq 15 \text{ g BZV} \cdot \text{m}^{-3}.$$

De in 4.5. berekende C_o van 28 g BZV · m⁻³ is dus niet toelaatbaar.

4.7. Maatregelen

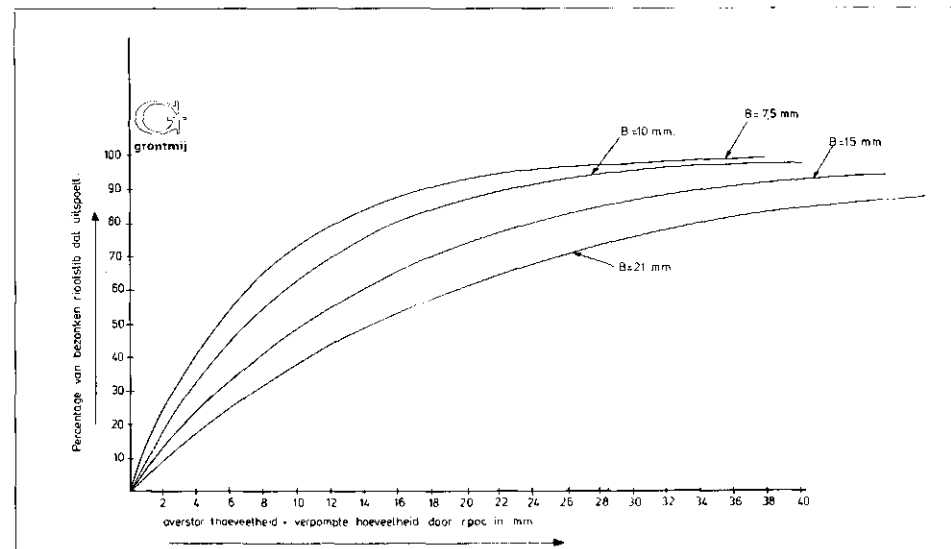
Teneinde een toelaatbare C_o te verkrijgen zijn o.a. de volgende maatregelen te treffen

- verbeteren van de aanvangskwaliteit van het water in de vijver door sanering van overige lozingen of baggeren;
- vergroten van het volume van de vijver waardoor verdunning optreedt;
- de vuiluitworp van de overstort verminderen door bijvoorbeeld de regenpompovercapaciteit te vergroten.

Ad a

Hoe groot zou de aanvangswaarde van

Afb. 7 - Percentage van het bezonken rioelslib dat uitspoelt.



het BZV in de vijver moeten zijn opdat de lozing toelaatbaar wordt?

De relatie $C_0 = \frac{W_{ov} + W_v}{V_{ov} + V_v}$ is te

schrijven als:

$$C_0 = \frac{W_{ov} + C_v \cdot V_v}{V_{ov} + V_v} \text{ of}$$

$$C_v = \frac{C_0 + (V_{ov} + V_v) - W_{ov}}{V_v}$$

met:

$$C_0 = 15 \text{ g BZV} \cdot \text{m}^{-3}$$

$$V_{ov} = 6.600 \text{ m}^3$$

$$V_v = 15.000 \text{ m}^3$$

$$W_{ov} = 451.000 \text{ g BZV}$$

wordt een negatieve waarde voor C_v verkregen.

Conclusie

Verbeteren van de aanvangskwaliteit alleen is niet voldoende.

4d b

Hoe groot moet het volume van de vijver zijn opdat de lozing toelaatbaar wordt?

4.3. is te schrijven als:

$$V_v = \frac{W_{ov} - C_0 \cdot V_{ov}}{C_0 - C_v}$$

Met:

$$C_0 = 15 \text{ g BZV} \cdot \text{m}^{-3}$$

$$C_v = 10 \text{ g BZV} \cdot \text{m}^{-3}$$

$$V_{ov} = 6.600 \text{ m}^3$$

$$W_{ov} = 451.000 \text{ g BZV}$$

$$\text{wordt } V_v = 70.400 \text{ m}^3.$$

Conclusie

De vijver zou 4 à 5 maal zo groot moeten worden om de lozing toelaatbaar te laten zijn. Een combinatie van maatregel a en b is eveneens denkbaar (bijv. $C_v = 5 \text{ g BZV} \cdot \text{m}^{-3}$ dan $V_v = 35.200 \text{ m}^3$). Op maatregel c wordt in dit voorbeeld niet verder ingegaan.

5. MER en vuilozingen op oppervlaktewater

In een milieu-effectrapport (MER) worden de mogelijke gevolgen van een voorgenomen activiteit op het milieu bestudeerd [o.a. t. 5]. Naast een omschrijving van doel en omvang van de voorgenomen activiteit wordt de kern van een MER gevormd door de volgende onderwerpen:

I het bestaande milieu

II de voorgenomen activiteit en de alternatieven

III de milieu-effecten

IV vergelijking/beoordeling van de alternatieven

hier zullen bovenstaande onderwerpen,

voor wat betreft het aspect vuilozingen op oppervlaktewater, worden behandeld. De aanwezige knelpunten per onderwerp worden aangegeven en zo mogelijk worden oplossingen aangedragen.

Ad I Het bestaande milieu

Het beschrijven van het bestaande milieu houdt in: het inventariseren van de bestaande vuilozingen en de bestaande kwaliteit van het oppervlaktewater.

Knelpunt hierbij is dat voldoende gegevens vaak ontbreken of moeilijk zijn te achterhalen. Bij het opstellen van een MER zou het wenselijk zijn deze gegevens in handzame vorm beschikbaar te hebben.

Een Integraal Afvalwater Afvoerplan (IAAP) *) lijkt hiervoor zeer geschikt. In zo'n IAAP, een plan op gemeentelijk niveau, vindt namelijk onder andere een inventarisatie van vervuilingbronnen en oppervlaktewaterkwaliteit plaats. Wel dient een IAAP actueel te blijven en van tijd tot tijd te worden bijgesteld.

Ad II De voorgenomen activiteit en de alternatieven

Alvorens de vuilozing van de voorgenomen activiteit te kwantificeren worden eerst enige alternatieven opgesteld. Deze alternatieven betreffen onder andere locaties voor de activiteit, diverse scenario's en/of toe te passen technieken. Na het opstellen van de alternatieven kunnen de vuilozingen hiervan worden gekwantificeerd. Bij dit kwantificeren zal men, afhankelijk van de soort activiteit, uitgaan van emissie registratiegegevens en statistisch onderzoek of van rekenmodellen. Bij het toepassen van rekenmodellen (zie bijvoorbeeld 4.3.) kan als knelpunt worden aangegeven dat een toetsing aan de werkelijkheid vaak ontbreekt. Het verrichten van metingen kan dit knelpunt opheffen.

Ad III Milieu-effecten

Voor ieder alternatief wordt de invloed van de vuilozing op het oppervlaktewater berekend. Ook bij deze berekeningen wordt uitgegaan van rekenmodellen die in meer of mindere mate aan de werkelijkheid zijn getoetst (zie 4.3.).

De berekeningen betreffen veelal het effect van de lozingen op de zuurstofhuishouding in het oppervlaktewater. Daarnaast kunnen

*) In opdracht van het Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne zijn voor 4 gemeenten in Nederland proefopstellingen voor een IAAP gemaakt. Doelstelling van zo'n IAAP is te komen tot een geïntegreerd beeld van alle aspecten die betrekking hebben op de afvoer van het afvalwater in het gehele gemeentelijke gebied. Tot de aspecten die worden gezien behoren onder meer de milieutechnische, de technische, de financiële, de juridische en de organisatorische aspecten.

de concentraties van diverse parameters (onder andere P en N in verband met eutrofiëring) worden bepaald. Hierbij wordt steeds een bepaalde verspreiding van het geloosde water in het oppervlaktewater aangenomen. De gevolgen van de vuilozingen op het ecosysteem zijn niet voldoende bekend. Nadere studie inzake dosis-effectrelaties zijn dan ook gewenst.

Ad IV Vergelijking/beoordeling van de alternatieven

De alternatieven worden hierbij op overzichtelijke wijze naast elkaar gezet en vergeleken. In deze fase van het opstellen van een MER kan men een aanpassing van een of meer alternatieven wenselijk achten of men kan zelfs een extra alternatief willen opnemen, gezien de te verwachten milieu-effecten. Deze terugkoppeling moet dan zeker nog mogelijk zijn en is vaak zelfs gewenst. De beoordeling van de alternatieven wordt gedaan aan de hand van de beschikbare normen. Voor het oppervlaktewater zijn deze omschreven in het reeds gememoreerde IMP-water en in diverse waterkwaliteitsplannen.

Naast de milieutechnische beschouwing spelen diverse andere aspecten een rol zoals die van financieel-economische aard en op het gebied van de ruimtelijke ordening. Als instrument voor het te voeren beleid is een MER dan ook alleen geschikt, indien het door een overzichtelijke presentatie snel een inzicht geeft in de milieu-effecten van de diverse alternatieven.

Literatuur

1. Fair, S. M., Geyer, J. Ch., Okun, D. A., 1968. 'Waste and Wastewater Engineering'. Vol. II, Wiley, New York.
2. Herik, A. G. v. d., 1973. 'Rioolstelsels in relatie tot behandeling van afvalwater'. H₂O (6), nr. 21.
3. Herik, A. G. v. d., Kooistra, M. T., 1973. '5 minuten regens. Regeringsinstituten en overstromen bij riolerings'. Grontmij n.v., De Bilt.
4. Huiswaard, P. J., 1976. 'Relaties tussen rioleringsoverstorten en effluentlozingen'. H₂O (9), nr. 8.
5. IOZOB, 1979. 'MER Bedrijventerrein Zuid-Oost Brabant'. Grontmij n.v., De Bilt.
6. Min. van Verkeer en Waterstaat, 1975. 'Bestrijding van de verontreiniging van het oppervlaktewater, IMP 1975-1979'. Staatsuitgeverij, Den Haag.
7. Min. van Verkeer en Waterstaat, 1979. 'Concept IMP 1980-1984'. (Bij het verschijnen van dit artikel is wellicht de definitieve versie uitgekomen.)
8. Wiggers, J. B. M., Bakker, K., Leunk, J. W., 1977. 'Beoordeling van rioolstelsels t.a.v. vuilozingen'. H₂O (10), nr. 19.

