

# Bruikbaarheid van fysisch-chemische en biologische parameters voor de beoordeling van de waterkwaliteit

Enige jaren geleden werd op het Centraal Bureau voor de Statistiek de afdeling Milieustatistiek ingesteld. Deze afdeling kreeg onder meer tot taak een stelsel van statistieken te ontwikkelen waarmee het verloop van de kwaliteit van het milieu zou kunnen worden weergegeven. Binnen dat stelsel past ook een aantal statistieken waarin een globaal overzicht van de landelijke situatie van de waterkwaliteit wordt gegeven. Dergelijke statistieken zouden kunnen bestaan uit een samenvatting van de gegevens die regionaal door de diverse waterbeheerders worden verzameld.



R. MEIJER  
CBS, afd. Milieustatistiek



H. OVERBEEK  
CBS, afd. Milieustatistiek

Het begrip waterkwaliteit kan pas operationeel worden gemaakt wanneer het cijfermatig kan worden geïndiceerd. In het CBS-onderzoek wordt het begrip kwaliteit gekoppeld aan de mate waarin het water (c.q. bodem en lucht) voor bepaalde doeleinden bruikbaar is. De doeleinden waarvoor de menselijke samenleving het water gebruikt worden omschreven als functies [5]. Voorbeelden van dergelijke functies zijn drinkwater, water in het natuurlijke milieu, viswater, vaarwater en water als stortplaats van afval. Om geschikt te zijn voor bepaalde functies dient het water een aantal eigenschappen te hebben, die in principe op basis van wetenschappelijk onderzoek kunnen worden bepaald. Deze eigenschappen kunnen op twee manieren worden gedefinieerd, namelijk als de mate waarin bepaalde stoffen in het water voorkomen en als de mate waarin het ecosysteem is beïnvloed (dit laatste is af te leiden uit de samenstelling van de biocoenose). Immers de toestand van het water wordt beïnvloed door lozingen, die enerzijds tot gevolg hebben dat de concentratie van een aantal stoffen wordt verhoogd of eventueel verlaagd en anderzijds dat de samenstelling van de biocoenose (levensgemeenschap) wordt gewijzigd. Lozing van stoffen (en andere menselijke activiteiten) kunnen direct de biocoenose beïnvloeden (bijv. door vergiftiging) of indirect via door de activiteit teweeggebrachte veranderingen in bepaalde processen in het ecosysteem, zoals verande-

Een van de taken van de afdeling Milieustatistiek van het Centraal Bureau voor de Statistiek is het opstellen van statistieken van het verloop van de kwaliteit van het oppervlaktewater in Nederland. Bij de uitwerking van deze taak zijn de auteurs van bijgaand artikel gestuit op het feit dat de beschikbare gegevens vaak onvoldoende zijn om de waterkwaliteit in de tijd statistisch verantwoord te beschrijven. Dit probleem wordt in bijgaand artikel aan de orde gesteld. Hieruit blijkt dat het uiteraard niet de bedoeling van de auteurs is een wetenschappelijke bijdrage aan de problematiek van de kwaliteitsbeoordeling te leveren. Het artikel probeert slechts een aanzet te geven tot een discussie hoe statistisch beter bruikbare gegevens kunnen worden verkregen.

*dr. R. Hueting,*  
Centraal Bureau voor de Statistiek,  
Hoofd afd. Milieustatistiek

ringen in de voedsel- of energiehuishouding. Waterkwaliteit kan dus worden beschreven aan de hand van een aantal relevante fysisch-chemische en/of biologische eigenschappen. Hieronder zal getracht worden uiteen te zetten dat de biologische kwaliteitsbeoordeling uit een oogpunt van statistische relevantie een aantal voordelen biedt, die ertoe zouden dienen te leiden dat deze methode ruimere toepassing gaat vinden. Hiertoe zullen de voor- en nadelen van de fysisch-chemische en van de biologische kwaliteitsbeoordeling kort aangegeven worden, waarbij eveneens zal worden ingegaan op de statistische problemen die de beide methoden opleveren. De methode, waarbij water door bakken met bijv. vissen wordt geleid komt hier verder niet ter sprake. Deze werkwijze, waarmee door o.a. het KIWA en het RID wordt geëxperimenteerd, is immers niet zozeer bedoeld om de waterkwaliteit te bepalen dan wel om snel gealarmeerd te worden bij het vóórkomen van bepaalde ongewenste stoffen. Fysisch-chemische methoden voor het bepalen van de mate waarin water verontreinigd is, worden veelvuldig toegepast. Vele methoden staan ter beschikking waarvan een groot aantal is gestandaardiseerd [1, 9]. Vergelijking van gegevens kan daardoor op eenvoudige wijze geschieden. Belangrijke voordelen van de fysisch-chemische methoden van waterbeoordeling zijn dat de parameters betrekkelijk gemak-

kelijk kunnen worden gedefinieerd en dat de bepalingen over het algemeen relatief eenvoudig zijn. Uiteraard zijn er ook een aantal nadelen aan de fysisch-chemische methoden verbonden. De belangrijkste hiervan zijn:

- over het algemeen wordt per bepaling de concentratie van slechts één stof bepaald;
- de uitkomst geeft alleen de toestand weer op het moment van de monstername.

De gevolgen die samenhangen met het eerstgenoemde nadeel liggen voor de hand. Voor een goede beoordeling van de waterkwaliteit zullen ten minste van alle stoffen die een belangrijke invloed op de waterkwaliteit kunnen uitoefenen de concentraties met een zekere regelmaat moeten worden bepaald.

Voor watersystemen als bijvoorbeeld de Rijn, waarin enkele duizenden verschillende stoffen worden geloosd, waarvan vele potentieel gevaarlijk voor de waterkwaliteit, is iets dergelijks nauwelijks haalbaar en zal men gedwongen zijn zich te beperken tot een (te) klein aantal van de meest belangrijke stoffen. Bovendien moet van elk van deze stoffen bekend zijn wat de effecten zijn die secundair optreden als gevolg van de veranderingen die deze stoffen in ecosystemen veroorzaken. Doch zelfs indien aan de hierboven genoemde voorwaarden wordt voldaan, dan nog geven fysisch-chemische methoden geen informatie over de consequenties van het tegelijkertijd voorkomen van bepaalde stoffen. Hierdoor kunnen effecten optreden die niet, of in veel geringere mate, voorkomen bij afzonderlijke stoffen. Ook kunnen effecten die wel optreden bij de afzonderlijke stoffen worden afgezwakt bij gezamenlijk vóórkomen van die stoffen.

Ook het als tweede genoemde punt heeft ingrijpende consequenties. Immers van vele parameters is bekend dat deze met een min of meer grote amplitude om een gemiddelde waarde schommelen. Om een goede gemiddelde waarde voor een bepaalde periode te verkrijgen zullen dus betrekkelijk veel monsters moeten worden genomen. Hiermee kan men echter niet altijd volstaan, daar het veelal niet zozeer van belang is, wat de gemiddelden zijn, maar vooral in welke mate bepaalde extremen optreden. Zo is het bijv. bij de beoordeling van een bepaald water uit een oogpunt van geschiktheid voor de visserij niet zozeer van belang of het gemiddelde zuurstofgehalte voldoende hoog is. Veel belangrijker is dat het zuurstofgehalte niet daalt onder het minimum dat vissen nodig hebben om in leven te blijven en zich voort te planten. De schommelingen die kunnen optreden variëren met verschillende frequenties in de tijd.

Hierbij kunnen we de volgende onderscheiden:

- dag-nachtritme
- weekritme
- seizoenritme
- onregelmatige schommelingen.

De invloed van deze schommelingen kan vrij groot zijn. Het dag-nachtritme ontstaat voor het grootste deel doordat groene planten (voornamelijk fytoplankton) overdag onder invloed van de zon een overschot aan zuurstof produceren, terwijl 's nachts slechts zuurstof wordt opgenomen. Uit bijv. metingen door het Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Kennemerland en West-Friesland in de Nieuwe Haven te Edam blijkt dat hierbij aanmerkelijke verschillen kunnen optreden (tabel I). De op deze plaats geconstateerde

TABEL I - Maandmaxima van het verschil tussen de zuurstofgehalten om 8.30 uur en 17.00 uur van het water in de Nieuwe Haven te Edam.

	1968	1969
	mg/l	
maart	8,5	— 1,3
april	6,5	5,2
mei	5,8	1,7
juni	5,5	2,6
juli	8,0	6,4
augustus	3,8	7,0
september	2,7	3,2
oktober	7,1	0,5

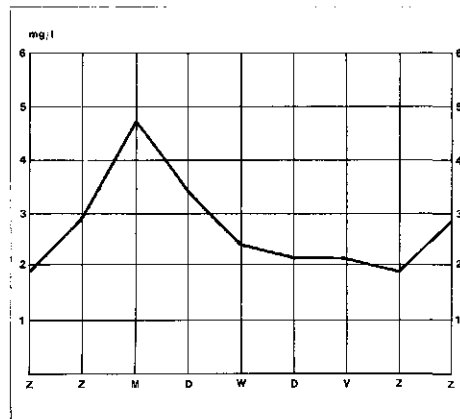
Bron: Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Kennemerland en West-Friesland.

verschillen lopen op tot meer dan 8 mg/l. Ook bij metingen in andere voedselrijke wateren zijn dergelijke verschillen gevonden. In het algemeen zal dus een bemonstering later op de dag een gunstiger beeld geven. Bemonstert men op slechts één en steeds hetzelfde tijdstip per etmaal dan introduceert men hiermee een systematische fout die aanzienlijk kan zijn.

Een weekritme ontstaat doordat een belangrijk deel van de bedrijven op zaterdag en zondag geen afvalwater loost. Als gevolg hiervan zal het zuurstofgehalte in het weekend stijgen, en gedurende de werkweek dalen. Dit weekritme treedt vooral op in stilstaande of zwak stromende wateren met een relatief zware belasting met afvalwater uit bedrijven die niet continu werken.

In afb. 1 is een en ander weergegeven; uit deze afbeelding blijkt dat ook hier aanmerkelijke verschillen kunnen optreden. Het weekritme kan dus eveneens aanleiding geven tot aanzienlijke systematische fouten.

De belangrijkste oorzaak van het ontstaan van een seizoenritme is het verschil in watertemperatuur. Aangezien de zuurstofverzadigingsconcentratie afneemt bij stijging van temperatuur, zal de zuurstofconcentratie



Afb. 1 - Gemiddelde zuurstofgehalten van het Zaanwater nabij het gemaal te Zaandam, 1969.

's zomers lager zijn dan 's winters. In verontreinigd water wordt dit effect nog verstrekt doordat de afbraak van organisch materiaal bij hogere temperaturen sneller verloopt, waardoor dus meer zuurstof aan het water wordt onttrokken. Daar staat weer tegenover dat door de hogere temperatuur en de sterkere lichtinstraling de zuurstofproductie van groene planten groter is. Onregelmatige schommelingen kunnen zowel door natuurlijke (bijv. wind en ijsbedekking) als kunstmatige oorzaken (onregelmatige lozingen) ontstaan.

Na het vorenstaande zal het duidelijk zijn dat voor een volledige beschrijving van de zuurstoftoestand van het water een groot aantal monsters per meetpunt moet worden genomen. Het Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater (RIZA) is aan de hand van empirisch onderzoek tot de conclusie gekomen dat in de grote rivieren een meetfrequentie van ten minste eenmaal per veertien dagen nodig is [11]. Aangezien het zuurstofgehalte in niet of zwak stromende wateren over het algemeen veel grotere schommelingen vertoont dan in rivieren, zal in binnenwateren frequenter moeten worden gemeten. Buiten de grote rivieren wordt door Provinciale Waterstaten, Waterschappen en Hoogheemraadschappen regelmatig op ca. 1.500 punten gemeten met een frequentie van meestal vier maal per jaar.

TABEL II - Gemiddelde, standaardafwijking en 50 % nauwkeurigheidskansen van de dagelijkse metingen van het zuurstofgehalte van het Zaanwater bij het gemaal te Zaandam (bij begin malen).

	gemiddelde mg/l	standaardafwijking mg/l	kans dat één waarneming ten minste 50% afwijkt van het gemiddelde %
winter	5,3	2,3	24
voorjaar	4,5	2,3	33
zomer	2,6	1,7	45
najaar	3,1	2,3	62

Bron: Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Kennemerland en West-Friesland.

De uitkomsten worden vaak geïnterpreteerd als weergave van de waterkwaliteit in voorjaar, zomer, herfst en winter. Statistisch gezien is deze voorstelling onjuist, aangezien één meting in de tijd bij het optreden van meerdere variabelen van geen betekenis is. In tabel II is dit, wellicht ten overvloede, aan de hand van een praktijkvoorbeeld duidelijk gemaakt.

Ook voor andere fysisch-chemische parameters kan op soortgelijke wijze worden aangetoond dat voor een statistisch relevante beschrijving van de waterkwaliteit een groot aantal metingen nodig is. Hierbij spelen dan behalve de hierboven genoemde processen, onder meer opname, omzetting en cumulatie van stoffen in voedselketens en adsorptie aan bodemslib een belangrijke rol. Zo hebben bij stikstof biologische processen als fixatie en denitrificatie een grote invloed op de concentratie die in het water gevonden wordt. Revallier, Meerman en Woldendorp [16] vonden dat de belasting van het Nederlandse oppervlaktewater ongeveer 300.000 ton N (in de vorm van diverse stikstofverbindingen) bedraagt, hetgeen zou leiden tot een concentratie van ca. 60 mg N/l. De in het water gemeten concentraties zijn echter zelden hoger dan enkel mg N/l. Daar de genoemde processen onderhevig zijn aan onder meer allerlei seizoensinvloeden, treden er in de loop van het jaar aanzienlijke schommelingen op in de stikstofconcentratie in het water. Bij het fosfor zijn de concentraties in het water onderhevig aan biologische en fysische processen. Bij de biologische processen zijn onder meer van belang het feit dat algen extra fosfaat kunnen opslaan, de snelheid waarmee generaties van het fytoplankton elkaar opvolgen en de mogelijkheid tot mobilisatie van het in de bodem gebonden fosfaat [2]. Bij de fysische processen is van belang dat een groot deel van het fosfaat aan het slib gebonden is. Alle problemen die optreden bij het bepalen van de omvang van het slibtransport treden derhalve ook op bij het bepalen van de fosforconcentratie. De verschillen die aldus ontstaan kunnen aanzienlijk zijn zoals blijkt uit een vergelijking van de fosforvruchten die op verschillende plaatsen in de Rijn worden gemeten (tabel III). De gevonden verschillen kunnen niet verklaard worden met allerlei lozingen en onttrekkingen, doch zijn kennelijk het gevolg van een aantal andere factoren.

De biologische methoden zijn gebaseerd op de veronderstelling dat afvallozingen onderscheidbare en meetbare effecten op ecosystemen hebben. De invloed die afvallozingen op ecosystemen hebben laat zich als volgt globaal omschrijven. Het eerst zullen die soorten uit het systeem die zeer gespecialiseerd zijn en zeer specifieke eisen

TABEL III - Fosforvruchten van verschillende meetpunten langs de Rijn.

	1969	1970
	x mln kg	
Lobith	55,9	51,8
Vreeswijk	7,3	7,8
Gorinchem	26,3	22,6
Kampen	4,9	5,2
totaal	38,5	35,6
Verschil	17,4 (= 31%)	16,2 (= 31%)

Bron: RIZA.

aan hun milieu stellen, achteruitgaan en verdwijnen. Bij verder gaande belasting zullen in toenemende mate soorten verdwijnen, doordat zij zich minder goed kunnen aanpassen aan de veranderde omstandigheden en de concurrentiestrijd verliezen van de andere, soms nieuw verschijnende soorten. Deze laatste groep neemt na de verstoring sterk in aantal toe. De variatie en de diversiteit binnen het systeem beginnen kleiner te worden. Dit gaat meestal gepaard met een verschuiving in de verhouding producenten-consumenten en met een grotere produktiviteit. Bij zware belasting van het water treedt een duidelijke afname van het aantal soorten op. Enkele soorten beginnen zich plaagvormig te ontwikkelen (o.a. algenbloei). Er vindt een excessieve produktie plaats. Bij nog verdere belasting verdwijnt nagenoeg alle leven.

Door de grote variatie in plante- en diersoorten en de vele structurele en functionele parameters waaraan gemeten kan worden, was het mogelijk een groot aantal methoden voor biologische kwaliteitsbepalingen te ontwikkelen. Hoewel het het beste is zoveel mogelijk componenten van de biocoenose in de bepaling te betrekken, beperkt men zich in de praktijk vaak tot een gering aantal soorten organismen of groepen van organismen, zoals bijv. bacteriën, protozoën, bentische algen, epifytische algen, planktonische algen, bentische macro-evertebraten en vissen. Thomas et al. [14] geven een samenvatting van de diverse methoden. Wilhm [15] geeft een overzicht van de verschillende manieren waarop de gegevens over de mate van beïnvloeding van het ecosysteem wiskundig en grafisch kunnen worden uitgewerkt. De mathematische methoden zijn onderscheiden in:

- relaties tussen consumenten en producenten;
- saprobie-index (deze wordt vaak gebruikt als een maat voor de verstoring van de voedselkringloop aan de hand van indicator-soorten);
- relaties tussen taxonomische groepen;
- vergelijking tussen meetpunten;

— een aantal methoden om diversiteit tot uitdrukking te brengen, waaronder de toepassing van de formule van Shannon; — uniciteit.

Het belangrijkste nadeel van de biologische methoden is dat bij vele werkwijzen de organismen gedetermineerd moeten worden, hetgeen specialistisch werk is en bovendien zeer tijdrovend.

De belangrijkste voordelen van de biologische methoden liggen juist bij die punten waar de fysisch-chemische methoden problemen opleveren. Eén monster geeft namelijk inzicht in het totaal-effect van alle factoren die in een vrij lange periode voorafgaande aan het tijdstip van bemonstering, de in het water (in de omgeving van het meetpunt) voorkomende levensgemeenschap hebben beïnvloed. Als gevolg hiervan kan het aantal monsters per meetpunt gering zijn. In Nederland worden reeds biologische parameters toegepast (o.a. RIZA [10], Kiestra en Nissink [6], Moller-Pillot [8], De Lange en Van Zon [7], voorts maakt het Rijksinstituut voor Natuurbeheer vaak gebruik van biologische methoden, bijv. Schroevers [12, 13]). Het onderzoek naar een aan de Nederlandse situatie aangepast systeem van biologische kwaliteitsparameters wordt gecoördineerd door de werkgroep Biologische Waterbeoordeling.

Samenvattend kan worden gesteld dat, wanneer bij een beschrijving van de kwaliteit van het oppervlaktewater een redelijk volledig overzicht gewenst is, men bij fysisch-chemische methoden zeer veel monsters zal moeten onderzoeken op het voorkomen en de concentratie van een groot aantal stoffen. De biologische methoden daarentegen hebben het voordeel dat slechts enkele monsters onderzocht hoeven te worden, omdat de invloed van verstoringen lange tijd in de samenstelling van flora en fauna zichtbaar blijft. Voor het verkrijgen van een zo volledig mogelijk inzicht in de waterkwaliteit is het gewenst dat een biologische bepaling, indien maar enigszins mogelijk, in de analyses wordt betrokken.

#### Literatuur

1. *Standard methods for the examination of water and waste water*. American Public Health Association. New York, 1971, 13th edition.
2. Golterman, H. L. *Natural phosphate sources in relation to phosphate budgets: a contribution to the understanding of eutrofication*. In: S. H. Jenkins and K. J. Ives (ed.). *Progress in water technology vol. 2, Phosphorus in fresh water and the marine environment*. Oxford, Pergamon Press, 1973, blz. 3-17.
3. Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Kennemerland en West-Friesland. Verslag 1968 Technische Dienst.
4. Hoogheemraadschap van de Uitwaterende

Sluizen in Kennemerland en West-Friesland. Verslag 1969 Technische Dienst.

5. Huetting, R. *Nieuwe schaarste en economische groei*. Amsterdam, Agon Elsevier, 1974.
6. Kiestra, A. en Nissink, N. L. *De ontwikkeling van het hydrobiologisch onderzoek in het Waterschap De Dommel*. H<sub>2</sub>O 5 (1972) nr. 14, blz. 298-303.
7. Lange, L. de en Zon, J. C. J. van. *Proposal for a numerical description of the development of aquatic macrophytic vegetation as an aid for the assessment of water quality*. Wasser- und Abwasserforschung, 1973.
8. Moller-Pillot, H. K. M. *Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken*. Pillot-standaardboekhandel, Tilburg, 1971.
9. Nederlands Normalisatie Instituut. *Methoden voor de analyse van afvalwater*. NEN 3235.
10. Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater. Jaarverslag 1969.
11. Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater. *Jaarboek der kwaliteit van de Rijkswateren 1965. Rijntakken en Maas*. RIZA Mededeling nr. 11, 's-Gravenhage, 1972.
12. Schroevers, P. J. *Een handleiding voor de beoordeling van water volgens biologische maatstaven, gebaseerd op onderzoek van plantaardige micro-organismen*. RIN, Leersum, 1971.
13. Schroevers, P. J. *Waardering van wateren in de Ooypolder aan fytoplanktonwaarnemingen*. Mededelingen van de Hydrobiologische Vereniging 6 (1972) blz. 69-88.
14. Thomas, W. A., Goldstein, G. and Wilcox, W. H. *Biological indicators of environmental quality*. W.H. Ann Arbor Science Publishers, Inc. Ann Arbor, Michigan, 1973.
15. Wilhm, J. *Graphic and mathematical analyses of biotic communities in polluted streams*. Annual Review of Entomology 17 (1972) blz. 223-252.
16. Woldendorp, J. W. *Limiterende voedings-elementen bij de groei van algen*. Stikstof 6 (1971) nr. 69, blz. 348-359.

