

MILIEUGERICHTE MOTIVATIE VOOR DE VERMINDERING VAN DE IMPAKT VANWEGE RIOOLOVERSTORTEN OP DE ONTVANGENDE OPPERVLAKTEWATEREN : DEEL 2

ir. G. VAES, ir. P. WILLEMS,
prof. J. BERLAMONT
Laboratorium voor Hydraulica
Departement Burgerlijke Bouwkunde
KU Leuven

ENVIRONMENTAL MOTIVATION FOR ABATEMENT OF THE IMPACT OF COMBINED SEWER OVERFLOWS ON RECEIVING WATERS

This publication chronicles the results of a workshop with the same title, which has been held at Molenheide on the 21st and 22nd of September 1994. The pollution from combined sewer overflows are of great concern nowadays. This is not because of their contribution to the overall pollution, which is small, but because of their short time dramatic effect on the water quality. To obtain a realistic idea about the real impact of urban storm water runoff, a holistic approach is required. This means that we have to handle the

sewer system, the treatment plant and the receiving water as one entity. At this workshop there has been discussion about different models and model strategies, about the monitoring which is necessary to obtain the required data and about the design criteria. Special attention has been paid to the different types of pollution and the different pollution sources. At the end the non-scientific questions were reached by discussing the psychological perception of pollution.

Deze tekst is een samenvatting van de voordrachten en discussies die werden gehouden op de internationale workshop "milieugerichte motivatie voor de vermindering van de impact vanwege riooloverstorten op de ontvangende oppervlaktewateren", welke plaats vond op 21 en 22 september 1994 in Molenheide (Houthalen-Helchteren). Deze workshop werd georganiseerd door de Combined Sewer Information Group van TECHWARE (TECHnology for WAtER RESources). Elk deelaspect werd ingeleid door een aantal experts in het domein die niet noodzakelijk dezelfde visie delen. Daarna volgde een lange open discussie met de aanwezigen. In het eerste deel (Water nr. 83) werden de vervuiliingsbronnen, de soorten impact, de modelleringsstrategieën en de waterkwaliteitscriteria behandeld. In dit tweede en laatste deel zullen de toxische vervuiling, de meetcampagnes en de publieke perceptie aan bod komen. Voor meer technische informatie over deze problematiek kan verwezen worden naar de publicaties die vermeld zijn bij de bibliografie.

1. DE INVLOED VAN TOXISCHE MICROPOLLUENTEN

Ingeleid door B. Ellis (Natural Environment Research Council, Groot-Brittannië) en D. Thevenot (UFR de Sciences et de Technologies, Frankrijk).

1.1. Toxische micropolluenten

Toxische micropolluenten zijn van een bijzondere soort. Naast hun toxische aard is het fenomeen van aanhechting aan zwevende stoffen algemeen bekend. Ook de sedimenten op de bodem van het oppervlaktewater kunnen verontreinigd zijn omwille van de bezinking van zwevende stoffen. Deze toxiciteit kan een groot gevaar voor de menselijke omgeving zijn. Speciale laboratorium- en veldexperimenten zijn nodig om de mechanismen te definiëren die de invloed van toxische micropolluenten op de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater bepalen. Aangepaste waterkwaliteitsnormen en maatregelen zouden moeten gedefinieerd worden voor dit soort vervuiling.

1.2. Het milieurisico

Door de aanhechting van toxische micropolluenten aan sedimenten wordt dit soort vervuiling continu onttrokken aan het oog. De vervuiling kan immers niet worden gedetecteerd door waterkwaliteitsmetingen, omdat het zich in het sediment bevindt. De vraag is of deze aan het oog onttrokken toxische micropolluenten op sedimenten gevaarlijk zijn voor de volksgezondheid. Die vraag houdt verband met het begrip 'milieurisico'. Het milieurisico wordt bepaald door de toxiciteit van de pollutanten en de blootstellingsduur. Hoe een ecologisch sys-

teem zal reageren op vervuiling hangt af van enerzijds de eigenschappen van de pollutanten en anderzijds van de eigenschappen van de waterloop en van de organismen erin. Vaak wordt de concentratie aan toxische micropolluenten in de waterloop in belangrijke mate bepaald door heropwoeling van sedimenten tijdens perioden van piekdebieten in de waterloop. Indien vermoed wordt dat er een gevaar bestaat voor de volksgezondheid, moet de vraag gesteld worden of dit eventuele gevaar kan geïdentificeerd worden (op welke wijze bestaat er een gevaar voor de volksgezondheid?). Over de antwoorden op deze vragen tast men op dit ogenblik nog groten-deels in het duister.

Zo is het op dit ogenblik niet duidelijk of zware metalen, die voor ongeveer zestig procent afkomstig zijn van riooloverstorten en effluentlozingen van rioolwaterzuiveringsinstallaties, een rechtstreeks gevaar betekenen voor de mensheid via de voeding. Men weet bijvoorbeeld nog niet zeker in welke mate deze toxische stoffen doorheen de voedselketen worden doorgegeven.

1.3. Soorten vervuiliingsproblemen

Zwevende deeltjes en sedimenten zorgen door hun interactie met pollutanten voor een vertraagde impact op het ontvangende oppervlaktewater. Vaak zullen de aangehechte micropolluenten maar langzaam oplossen in het water en kunnen alzo door accu-

mulatieve effecten het ganse ecosysteem vernietigen.

Toxische micropolluënten kunnen naast accumulatieve vervuilingproblemen ook chronische en acute problemen veroorzaken in de waterloop. Het geleidelijk vrijkomen van toxische polluenten van zwevende stoffen en sedimenten kan een chronisch effect veroorzaken. Heropwoeling van sedimenten, welke kan optreden tijdens bijvoorbeeld perioden met grote debieten in de rivier, kan (seizoensgebonden) acute problemen veroorzaken.

Metingen in Parijs hebben aangetoond dat overstorten grote hoeveelheden zwevende stoffen in de rivier brengen, maar de aangroei van zware metalen in het bodemsediment bleek maar 10 % te zijn van wat berekend werd op basis van de bezinking. Bovendien bleek de concentratie aan zwevende stoffen over de hele lengte van de rivier min of meer dezelfde te zijn. Dit kan erop wijzen dat er een continue bezinking en heropwoeling van sedimenten bestaat.

1.4. Aanwijzingen voor een toxische impact

Macro-invertebraten en visgemeenschappen kunnen gebruikt worden als een parameter voor de toxische impact van rioolverstoringen. Een accumulatie van toxische emissies zal een vermindering van de diversiteit van deze gemeenschappen veroorzaken.

Testen tonen aan dat organismen op verschillende manieren reageren op verschillende toxische polluenten: lood zal zich opstapelen in de organismen tot een zeker niveau; zink anderzijds blijft zich continu opstapelen (zonder drempelwaarde). Ook zal de wijze van reageren op een toxisch pollutant vaak verschillen van organisme tot organisme. Zo blijkt de opname van polyaromatische koolwaterstoffen voor een bepaald soort organisme af te hangen van factoren zoals leeftijd, geslacht, ...

Voor sommige toxische micropolluënten (zoals polyaromatische koolwaterstoffen) blijkt er een relatie te bestaan tussen de concentratie en de sterftegraad van organismen in het water. De sterftegraad kan daarom gebruikt worden als een eerste indicatie voor de toxiciteit van het overstortende water.

1.5. De onderliggende mechanismen

Om toxische overstortimpakten te begrijpen, moeten de mechanismen gekend zijn. Hiervoor dienen zowel laboratorium- als veldexperimenten te worden uitgevoerd. Laboratoriumexperimenten trachten ons eerst - zowel kwantitatief als kwalitatief - de mobiliteit van toxische micropolluënten onder welbepaalde fysico-chemische voorwaarden te doen begrijpen. Testen dienen uitgevoerd te worden om te bepalen welke toxische stoffen er onder deze voorwaarden worden vrijgegeven.

Bij het uitvoeren van veldexperimenten worden concentraties gemeten door het nemen van stalen water, stalen zwevende stoffen, stalen bodemsediment en stalen van het interstitieel water in de sedimentfase. De richting en grootte van sediment-

fluxen kunnen berekend worden uit concentratiegradiënten of bepaald worden met behulp van meer uitgebreide veldmeetcampagnes.

De resultaten van veldmetingen zijn van nut om het transport van polluenten in rivieren te bestuderen. Dit transport grijpt plaats via dispersie in de waterfase, diffusie in het interstitieel water van de sedimentfase, bezinking en heropwoeling van sedimenten en uitwisseling (diffusie) tussen de water- en de sedimentfase. In verband met de analyse van de stalen bodemsedimenten dient vermeld te worden dat het referentiesediment waarmee het sedimentstaal vergeleken wordt belangrijk is. Het referentiesediment zou moeten genomen worden op een niet verontreinigde plaats gesitueerd binnen het bestudeerde hydrografische bekken.

Ook ecotoxicologisch onderzoek kan uitgevoerd worden met zowel laboratorium- als veldexperimenten. Hiervoor worden biologische referentiesoorten getest zoals bijvoorbeeld bacteriën, waterplanten en invertebraten. Verder onderzoek is onontbeerlijk voor het beter begrijpen van de mechanismen.

Voor modelleringsdoeleinden is het verstaan van de fundamentele principes noodzakelijk. De modellen die vandaag de dag gebruikt worden zijn nog zeer rudimentair. Meer gesofistikeerde modellen kunnen een goed middel zijn om concentraties in een waterloop te voorspellen. Ze kunnen belangrijke informatie verschaffen over de waterkwaliteit en kunnen beslissingen over het gebruik van zuiverings- en controletechnieken ondersteunen. Onderzoek toonde bijvoorbeeld aan dat tachtig procent van de polyaromatische koolwaterstoffen gebonden zijn aan gemakkelijk bezinkbare zwevende stoffen. Een bezinkingsbekken houdt gemakkelijk bezinkbare zwevende stoffen uit het overstortwater, zodat het grootste gedeelte van deze aangehechte polluenten zonder veel moeite kan verwijderd worden. Traag bezinkende vaste stoffen zullen voorkomen in de rivier, maar zullen niet gemakkelijk terechtkomen in de bodemsedimenten, zodat accumulatie minder voorkomt. Zulke bergbezinkingsbekkens zullen de kwaliteit van de riviersedimenten enkel grondig verbeteren, indien de bijdrage van riooloverstorten niet verwaarloosbaar is in vergelijking met de bijdrage van de rechtstreekse oppervlakteafvloeiing.

Verder is er grondig onderzoek nodig naar de ontwikkeling van kinetische modellen voor de water-sediment-biota fasen met realistische parameters voor biologische opname en detoxificatie. Ook fysische verschillen, zoals de grootte van de sedimentdeeltjes en -vlokken zouden in beschouwing moeten genomen worden, want ze bepalen in grote mate het transport. Het bergen van sediment is een andere bezorgdheid bij dit soort modellering. Omdat vele parameters variabel zijn, dienen zowel deterministische als stochastische elementen geïntegreerd te worden in de modellering.

De tijd is een belangrijke parameter. Verscheidene testen tonen dat de blootstellingstijd aan een zekere vervuilingconcentratie om biologisch leven te doden op termijn (het chronisch effect) veel minder groot is dan de tijd nodig om ze onmiddellijk te doden (het acute effect).

Realistische parameters zijn dus nodig om deze tijds effecten te beschrijven.

1.6. Aangepaste waterkwaliteitsnormen

In relatie tot de verschillende gebruiksfuncties van een waterloop, dienen aangepaste ecotoxicologische waterkwaliteits- en sedimentcriteria te worden gedefinieerd. Ook nieuwe normen voor gemeenschappen van organismen zijn nodig om crisissituaties te voorkomen. De blootstellingstijd is een belangrijk element in deze discussie. De normen kunnen gebruikt worden om nieuwe toestanden van de organismenpopulaties na te gaan en deze dan te aanvaarden of verdere actie te ondernemen.

Het is moeilijk om overstortvervuiling te voorspellen. Echter, de overstortfrequentie is belangrijk en maatregelen moeten genomen worden om deze te beperken. Sommigen beweren dat de frequentie en de debieten (kwantitatieve beschouwingen) belangrijker zijn dan kwalitatieve beschouwingen. Anderen vinden dat niet alleen de overstortfrequentie belangrijk is maar ook de graad van toxiciteit en dat kwantitatieve normen twijfelachtig zijn.

Voor overstorten is het niet duidelijk of zware metalen problemen veroorzaken, omdat dit slechts bestudeerd kan worden door het effect op organismen in het water. Het probleem is echter dat organismen moeilijk te kwantificeren zijn. Daarom kunnen plaatsvervangende parameters, zoals bijvoorbeeld de overstortfrequentie, sneller en gemakkelijker een beeld geven van de impact. Het eigenlijke risico is gerelateerd aan de frequentie (de blootstelling) en de concentratie (de toxiciteit).

2. INSTRUMENTATIE VOOR WATERKwaliteitsMETINGEN IN HET OPPERVlAKTEWATER TER PLAATSE VAN DE OVERSTORTEN

Ingeleid door A. Saul (Sheffield University, Groot-Brittannië) en E. Wagner (Water Environment Research Foundation, V.S.).

2.1. Het belang van metingen

Er is reeds heel wat wetenschappelijk onderzoek verricht, waarbij getracht wordt de vervuiling van het oppervlaktewater te schatten en te verminderen. Gesofistikeerde wiskundige modellen zijn ontwikkeld om de hydrologische, hydraulische, biologische en fysico-chemische processen in de rioelen, de rioolwaterzuiveringsinstallaties en de ontvangende waterlopen te beschrijven. Technisch haalbare waterkwaliteitsnormen, verband houdend met de gebruiksfunctie van de ontvangende waterloop, werden gedefinieerd. Dit kon enkel gerealiseerd worden dankzij velerlei verbeteringen aan de meetapparatuur en de meettechnieken.

Elke campagne ter controle van de werking van een overstort dient gepaard te gaan met een gedetailleerde meetcampagne. Hierbij dienen de debieten aan de overstort, in de rioolwaterzuiveringsinstallatie en in de waterloop gemeten te worden. De debieten en de waterkwaliteit in een rivier worden

beïnvloed door verscheidene activiteiten in het hydrografisch bekken. Omwille van deze verscheidenheid aan invloeden en omdat de invloed van riooloverstorten zich over een grote afstand in de waterloop kan uitstrekken, is een groot aantal metingen noodzakelijk om nauwkeurige en statistisch verantwoorde informatie te bekomen.

2.2. Drie fasen van een waterkwaliteitsmeetcampagne aan de overstorten

De activiteiten van een waterkwaliteitsmeetcampagne in het oppervlaktewater ter plaatse van de overstorten kunnen onderverdeeld worden in drie fasen.

In een eerste fase moet wat achtergrondinformatie verzameld worden. Men moet antwoorden vinden op vragen als: Is er een wijziging in de waterkwaliteit van de waterloop tijdens regen-weer perioden? Zijn stedelijke afvoergebieden de oorzaak van deze wijziging in de waterkwaliteit? Is de wijziging in de waterkwaliteit te wijten aan de overstortdebieten? Zorgen de overstortdebieten voor het onbruikbaar worden van het oppervlaktewater? En indien het antwoord hierop bevestigend is, ten gevolge van welke pollutanten wordt het oppervlaktewater onbruikbaar?

In deze eerste fase dient men na te gaan of de overstort een waterkwaliteitsprobleem veroorzaakt. Men dient dat probleem tevens meer specifiek te definiëren. Deze eerste fase is, in tegenstelling tot wat men zou verwachten, niet de eenvoudigste fase van een waterkwaliteitsmeetcampagne. Vaak zal men vaststellen dat het definiëren van het probleem moeilijker is dan het uitvoeren van metingen om het probleem te kwantificeren.

In een tweede fase wenst men informatie te bekomen over de mogelijkheden ter verbetering van de overstort. Om deze informatie te bekomen, is het in eerste instantie nodig de overstortdebieten te kwantificeren. Daarna moet men proberen de reactie van het oppervlaktewater op de overstortdebieten te begrijpen. Het modelleren van het specifieke impactprobleem van de overstort kan hierbij een hulpmiddel zijn. Verder moeten goede waterkwaliteitsnormen voor de specifieke situatie worden gedefinieerd. Na de definitie van deze normen kan dan, gebruik makend van de ontwikkelde modellen, gezocht worden naar mogelijke verbeteringen aan de overstort.

In verband met de modellering van het specifiek impactprobleem is het nodig de hoeveelheid en de vervuiling van het overstortende water te meten, alsook de opwaartse debieten en de opwaartse vervuiling in het oppervlaktewater. Met deze metingen kunnen de modellen worden gekalibreerd en geverifieerd.

Voor het definiëren van de waterkwaliteitsnormen kunnen vaak niet dezelfde meettoestellen worden gebruikt als voor de kalibratie van de modellen. Waterkwaliteitsnormen dienen gedefinieerd te worden voor zowel droog-weer condities (ook continue of evenwichtscondities genoemd) als voor regen-weer condities (condities van voorbijgaande aard). Meestal dienen de normen bovendien afhankelijk te zijn van de speci-

fieke gebruiksfunctie van de waterloop.

In een derde fase is een lange-termijnmeetcampagne nodig om na te gaan of de genomen maatregelen ter plaatse van de overstort wel het gewenste effect hebben. In deze fase kunnen de metingen geconcentreerd worden op de meest gevoelige plaatsen en beperkt worden tot de belangrijkste parameters.

2.3. Verschillende soorten meetactiviteiten

De activiteiten die dienen te gebeuren in de hiervoor genoemde drie fasen van een waterkwaliteitsmeetcampagne, kunnen onderverdeeld worden in verschillende categorieën.

Een eerste categorie bevat de waterkwantiteitsmetingen, zoals debietmetingen, metingen van waterhoogten, neerslagintensiteiten, ... Deze metingen zijn slechts onrechtstreeks gerelateerd aan de waterkwaliteit.

Een tweede categorie bevat de meetactiviteiten die plaatsvervangende parameters voor de waterkwaliteit op een rechtstreekse wijze meten. De parameters die hierbij gemeten worden zijn geen specifieke waterkwaliteitsparameters. Het zijn parameters die niet rechtstreeks gelimiteerd worden. Voorbeelden van plaatsvervangende waterkwaliteitsparameters zijn de troebelheid en de geleidbaarheid van het water.

De derde categorie meetactiviteiten betreft activiteiten die te limiteren waterkwaliteitsparameters rechtstreeks meten. Een voorbeeld hiervan is het opgelost zuurstofgehalte.

Bij de vierde categorie meetactiviteiten worden de waterkwaliteitsparameters beschreven in de twee vorige soorten activiteiten - waterkwaliteitsparameters en plaatsvervangende waterkwaliteitsparameters - gemeten door het nemen van monsters en het analyseren ervan. Bemonsterings- en analysemethoden worden vooral gebruikt voor de meting van zwevende stoffen, nutriënten, het biologisch zuurstof verbruik (BZV), het chemisch zuurstof verbruik (CZV), zware metalen en andere toxische microverontreinigingen.

In een vijfde en laatste categorie worden metingen geklasseerd die de algemene biologische gezondheid van de waterloop beschrijven. Deze beschrijving van de waterkwaliteitstoestand van de waterloop lijkt ongewoon, maar heeft het voordeel dat de toestand van het aquatisch systeem globaal beschreven wordt.

2.4. Verschillende soorten meetapparaten

Voor de rechtstreekse en onrechtstreekse meting van de biologische en ecologische toestand van de waterlopen ter plaatse, kunnen verschillende soorten meetapparaten gebruikt worden. In het algemeen kunnen ze onderverdeeld worden in één van de drie volgende categorieën: apparatuur voor de meting van grof vuil, veldlaboratoria en meetapparaten voor macro-invertebraten en vissen.

Apparaten voor de meting van grof vuil nemen grote monsters vervuild water. Het aantal en de afmetingen van de drijvende entiteiten worden gemeten. De moeilijkheid

hierbij is de juiste definitie van grof vuil.

De meetinstrumenten in veldlaboratoria kunnen onderverdeeld worden in continu werkende multi-parameter meetapparaten, discrete monstername-apparatuur en apparaten voor het continu meten van bacteriën. Het gebruik van sensoren voor continue metingen is zeer duur. Het nemen van monsters daarentegen is relatief eenvoudig en goedkoop. Wel dienen de monsters met een voldoende hoge frekwentie te worden genomen. Er kan verder vermeld worden dat het nemen van voldoende representatieve monsters niet eenvoudig is. Vooreerst is het moeilijk om voldoende snel na een overstorting te meten. Omwille van deze onvermijdelijke vertraging is het bijvoorbeeld onmogelijk de concentratie aan bacteriën te bepalen door het nemen van monsters. Bacteriën dienen dus rechtstreeks ter plaatse te worden gemeten.

Een tweede probleem is dat monsters traditioneel van de waterfase worden genomen en niet van de sedimenten. Het aandeel van zwevende vaste deeltjes in de watervervuiling wordt zo in rekening gebracht, maar het aandeel van het sediment op de bodem niet. Het aandeel van het sediment in de vervuiling kan in sommige gevallen echter belangrijk zijn en dient dan te worden gemeten, tenzij er een verband gekend is tussen de vervuiling gekoppeld aan de zwevende vaste deeltjes en de concentraties in het sediment.

Een derde probleem is de wijze waarop de monsters worden onderzocht in laboratoria. Bijvoorbeeld, zeer kleine deeltjes worden bij infiltratie, centrifuge- en bezinkingsproeven niet gemeten. Ze kunnen echter een belangrijke hoeveelheid toxische stoffen opstapelen. Ook treden bij de drie hoger vermelde analysetechnieken problemen op met natuurlijke afbraak van organisch materiaal, de groei of sterfte van bacteriën en het in oplossing gaan van vastgehechte micro-polluenten.

Omdat er een verband bestaat tussen de waterkwaliteit en allerlei ziekten kunnen verschillende bacteriën en de verhouding ervan gebruikt worden als indicatoren voor de goede werking van een overstort. Meetapparaten met macro-invertebraten testen de giftigheid van het oppervlaktewater voor macro-invertebraten in een zijkanaal.

Vismonitoren maken gebruik van vissen, gevangen op een bepaalde referentieplaats en in een kooi geplaatst in het te onderzoeken gebied. De reactie van deze vissen op de gewijzigde omgeving wordt geobserveerd. Moeilijkheden ontstaan tijdens het vangen en transporteren van levende wezens en bij de interpretatie van de resultaten van de observaties. Verschillende andere factoren zoals temperatuur, licht, seizoen, leeftijd en dergelijke kunnen immers een belangrijke invloed hebben op de observaties. Bovendien dient het gebruik van gevangen vissen voor continue metingen beperkt te worden.

Indien men de impact van een overstort op het ontvangend oppervlaktewater wenst te meten, is het belangrijk te noteren dat zowel voor als na overstort moet gemeten worden. Dit is nodig om de invloed van andere vervuilsbronnen (naast de vervuiling vanwege de overstort) uit te schakelen.

2.5. Het uitwerken van een meetprogramma

Er is een verschil tussen de theoretisch optimale methode en de in de praktijk meestal toegepaste methode voor het uitwerken van een programma voor een waterkwaliteitsmeetcampagne. De theoretisch beste methode bestaat erin eerst het probleem te definiëren, op basis hiervan het meest geschikte model voor de beschrijving van de werking van een overstort te kiezen, na te gaan welke gegevens hiervoor nodig zijn en dan de beste apparatuur en meetmethoden te kiezen.

In werkelijkheid is de volgorde vaak omgekeerd. Eerst wordt nagekeken welke apparatuur er beschikbaar en betaalbaar is. Daarna wordt nagegaan welke gegevens hiermee kunnen worden verzameld en welk model er dus kan gebruikt of moet ontwikkeld worden.

Vanuit een economisch en wetenschappelijk standpunt is een combinatie van beide methoden aan te raden. Men zou het wiskundig model en de apparatuur, na het definiëren van het probleem, zodanig moeten kiezen dat de apparatuur beschikbaar en betaalbaar is.

2.6. Te meten parameters

Veldlaboratoria met een continue meting van het opgeloste zuurstofgehalte, het biologische zuurstof verbruik, het ammoniakgehalte en toxische stoffen zijn een grote stap voorwaarts bij de opmeting van de invloed van riooloverstorten op de waterkwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater. Ze kunnen gebruikt worden voor het kwantificeren van de vervuiling die tot chronische en acute effecten leiden.

De Biologische Index is minder geschikt voor de kwantificering van chronische pollutie, maar wel voor de kwantificering van accumulatieve vervuiling.

De K-index daarentegen laat toe te concluderen of er een mogelijk overstortprobleem bestaat, dit wil zeggen of de overstort regelmatig de waterkwaliteit negatief beïnvloedt. De K-index is gebaseerd op aquatische macro-invertebraten en daalt bij een vermindering van de verhoudingen van verschillende referentiesoorten. Indien de K-index toont dat er een overstortprobleem is, dient men echter een gedetailleerde studie uit te voeren om zeker te zijn dat de waterkwaliteitsverandering veroorzaakt is door de overstortdebeten. Tijdens deze gedetailleerde studie moeten de verschillende bronnen van vervuiling gekwantificeerd worden.

Accumulatieve pollutie anderzijds is een gevolg van vervuiling vanwege het ganse hydrografische bekken en meestal maken de overstortende vuilvrachten daar slechts een beperkt deel van uit. Metingen gedurende lange tijd zijn nodig om accumulatieve pollutie te schatten.

Accumulatieve pollutie zal de diversiviteit van macro-invertebraten en visgemeenschappen doen verminderen. Vermits deze vermindering een gevolg is van een daling

van het opgeloste zuurstofgehalte en een verhoging van parameters zoals het biologisch of chemische zuurstof verbruik, het ammoniumgehalte en het gehalte aan zware metalen in het ontvangende oppervlaktewater, kunnen deze genoemde waterkwaliteitsparameters ook gebruikt worden om de accumulatieve vervuiling te begroten.

Met behulp van de waterkwaliteitsmetingen kunnen de verschillende bronnen van vervuiling worden gelokaliseerd en gekwantificeerd. De biologische en chemische processen die vissterfte veroorzaken kunnen worden opgespoord. Een vermindering in de diversiviteit van macro-invertebraten en visgemeenschappen is het gevolg van een langzame achteruitgang van de waterkwaliteit door polluenten die gedurende meerdere jaren werden aangevoerd naar het oppervlaktewater. Omwille van deze reden kunnen biologische en diversiviteitsindices van groot nut zijn om de langzame accumulatieve pollutie te kwantificeren. De meeste toxische polluenten en micro-organismen hechten zich vast aan zwevende stoffen en sedimenten. Om deze reden kunnen sedimenten een goede indicatie geven van de accumulatie van niet-organische vuiluitwerpen uit het verleden.

2.7. Problemen verbonden aan meetactiviteiten in waterlopen

Waterlopen zijn complexe systemen. Meetactiviteiten in waterlopen zijn daarom ook niet zo eenvoudig, vooral het bepalen van de ideale meetlocatie. Wanneer men de meetplaats te dicht bij de overstortconstructie kiest, heeft men meetproblemen omwille van de verhoogde turbulentie en de grotere menging en heropwoeling van sedimenten door de grotere debieten in de waterloop. Wanneer men de meetlocatie verder van de overstort verwijderd kiest, moet men meer vervuiliingsbronnen meten zoals de vervuiling vanwege de oppervlakte-afvloeiing en de diffuse verontreiniging. Het meten aan de overstorten zelf is anderzijds eenvoudiger, omdat overstortconstructies gesloten systemen zijn.

Meetinstallaties op het terrein zijn duur, omdat specialisten op het gebied van het gebruik van de gesofisticeerde apparatuur beschikbaar dienen te zijn en er tevens een kalibratie vereist is. De gekozen meetstrategie zal dus ook een functie zijn van deze kostprijs. De vereiste sofistiekatiegraad van de apparaten, gebruikt voor de meting van de waterkwaliteit in een waterloop, is afhankelijk van de immissievereisten voor die waterloop. Uiteraard zijn hier ook beperkingen. Voor zeer gedetailleerde wiskundige modellen bijvoorbeeld is het slechts voor een beperkt aantal plaatsen mogelijk om alle vereiste data te verzamelen. De metingen zijn te uitgebreid en te duur om deze gedetailleerde gegevens op alle plaatsen te bekomen.

Het correct functioneren, de betrouwbaarheid en de kalibratie van meetinstrumenten is een groot probleem. Dit is in het bijzonder het geval in een overstortomgeving. Zo is er op dit ogenblik bijvoorbeeld geen vol-

ledig effectieve monitor beschikbaar voor de meting van drijvend vuil. De ontwikkeling van bijkomende apparatuur is dus zeker een vereiste. Tegenwoordig wordt ook vaak nagegaan of bestaande instrumenten, die gebruikt worden in andere sectoren en voor andere doeleinden, niet kunnen gebruikt worden voor metingen in het water.

2.8. Voorstelling van resultaten

De resultaten van een waterkwaliteitsmeetcampagne moeten voorgesteld worden op een manier die gemakkelijk verstaanbaar en interpreteerbaar is door het publiek. Met resultaten die niet verstaanbaar zijn, zal geen rekening gehouden worden bij het nemen van beslissingen. Een ander publiek (een openbare instantie, een wetenschappelijk tijdschrift, een dagblad, ...) vereist een andere voorstellingsvorm. Echter, hoe sterk de data ook getransformeerd wordt om aan deze eisen tegemoet te komen, de resultaten moeten steeds nauwkeurig en eerlijk worden voorgesteld, op een manier die de fysische en biologische waarheid niet vervormt. Hetzelfde geldt voor de data die gebruikt worden voor de kalibratie van modellen. Gegevens waarvan de betekenis niet wordt begrepen, mogen niet gebruikt worden. Ze zouden kunnen leiden tot een verkeerde kalibratie.

De resultaten van biologische, chemische en andere meetmethoden zullen vaak niet overlappen. Pogingen om de resultaten beter in elkaars buurt te brengen, hebben echter totaal geen zin. Immers, indien ze allemaal dezelfde resultaten zouden geven dan zou in de praktijk slechts één methode gebruikt worden. Het verschil wordt verklaard door het feit dat elke methode andere aspecten van de omgeving belicht. De resultaten van verschillende methoden zijn dus eerder complementair dan competitief.

2.9. Vele en moeilijke keuzes

De keuze van de meetmethoden en meetinstrumenten hangt af van het doel van de studie. Kleine overstorten bijvoorbeeld stellen vaak enkel een esthetisch probleem. Kleine beekjes kunnen een ganse reeks problemen hebben.

Vooreerst wordt de keuze van de instrumenten bepaald door de parameters (esthetisch, biologisch, chemisch, bacteriologisch, ...) die dienen gemeten te worden. Omdat vervuiling vooreerst leidt tot een verstoring van het biologisch leven, zal de aandacht in eerste instantie meestal uitgaan naar biologische parameters.

Welke methode ook gekozen wordt voor het meten van de impact van riooloverstorten op het oppervlaktewater, deze moet steeds aangepast zijn aan de omstandigheden van de studie. Het blind toepassen van standaard methoden leidt vlug tot verkeerde of vervormde resultaten. De steeds toenemende druk om te uniformiseren (en alzo de vergelijkbaarheid te verhogen) zou mensen nooit mogen tegenhouden om verder na te denken over het specifieke probleem dat men aan het bekijken is.

3. DE PSYCHOLOGISCHE WAARNEMING VAN DE OPPERVLAKTEWATERVERVUILING

Ingeleid door J. Wiggers (TU Delft, Nederland) en G. Morris (National Rivers Authority, Groot-Brittannië).

3.1. Klachten over oppervlaktewatervervuiling

Hoe wordt de vervuiling van het oppervlaktewater door de mens ervaren? De waarneming van watervervuiling is vaak van esthetische aard. Mensen beschouwen een waterloop als niet vervuild wanneer de waterloop goed oogt en ruikt, zelfs indien de chemische en biologische kwaliteit slecht is. Schuim op het water wordt bijvoorbeeld aanzien als een aanduiding van een slechte waterkwaliteit. Deze vorm van visuele vervuiling zal echter in vele gevallen het biologisch leven in de waterloop niet ernstig schaden. Olie, drijvend vuil en andere visuele vervuiling is onaanvaardbaar. Op stranden bedekt met maandverband en conddoos zullen toeristen wegblijven.

Tegenwoordig zijn de mensen wel meer en meer bekommerd om hun leefomgeving. De waarde van 'het milieu' en verloedering ervan wordt door de pers en de media in de hele wereld benadrukt. Het aantal geregistreerde milieuklachten is evenredig toegenomen. Het is echter ook mogelijk dat er op bepaalde plaatsen geen klachten geregistreerd worden, zelfs wanneer de visuele vervuiling duidelijk groot en de biologische toestand erbarmelijk is. De reden moet dan gezocht worden in het feit dat de meeste overstorten ver van bewoning gesitueerd zijn en de mensen dus niet op de hoogte zijn van het probleem.

Een belangrijk deel van de geregistreerde milieuklachten (12 % in Engeland) hebben te maken met de overstorten. Overstorten worden onaanvaardbaar wanneer ze een verstoring van de leefomgeving veroorzaken en wanneer het publiek belangrijke klachten heeft over deze situatie. Volgens deze definitie zijn ongeveer één derde van de 25000 Britse overstorten onaanvaardbaar.

De publieke klachten hebben waterbeheerders gedwongen tot het nemen van effectieve maatregelen om rioleringsystemen te verbeteren. Om het milieu te vrijwaren van esthetische hinder dienen esthetische normen te worden ontwikkeld. Een voorbeeld van een esthetische norm is bijvoorbeeld de Engelse regel dat overstortend water

geen vast materiaal met een dikte groter dan 6 mm in beide richtingen mag bevatten. Ook dienen maatregelen te worden uitgewerkt om drijvend vuil tegen te houden. Drijfschotten, hevels en zeven kunnen allen drijvend vuil tegenhouden, maar vereisen regelmatig onderhoud. Het vast materiaal dat door deze constructies weerhouden wordt, dient op een andere plaats te worden gestort. De vervuiling blijft dus even groot, maar het voordeel is dat het nu gelokaliseerd is, zodat ook een manier kan uitgedacht worden om het te verwerken.

3.2 Opvoeding

Het is natuurlijk niet enkel belangrijk na te gaan hoe huidige problemen kunnen worden opgelost, maar ook hoe toekomstige problemen kunnen worden voorkomen. Voorkomen dat vast materiaal in de riolering terecht komt, is beter dan het er achteraf proberen uit te halen. Indien de mensen kunnen bewust gemaakt worden van hun verantwoordelijkheid kan een belangrijke vermindering van geloosd vast materiaal bekomen worden. Maar het is moeilijk om gewoonten te veranderen. In feite is het enkel een probleem van opvoeding. Mensen moeten stoppen met het dumpen van allerlei soorten vast materiaal in het toilet, zeker als het gaat om niet-afbreekbare stoffen. Men zou maatregelen moeten nemen om het publiek te motiveren om hun verantwoordelijkheid te nemen voor goed ogende rivieren. Uiteraard zal dit veel geld kosten. De bevolking moet daarbij beslissen of de verbeteringen de kosten waard zijn. Mensen zijn bereid te betalen, indien de voordelen van de investeringen duidelijk zijn. Daarom dienen esthetische verbeteringen steeds toegevoegd te worden. Het publiek weet hoeveel geld er gespendeerd is aan milieuprojecten. Zodoende zal men, indien de investeringen vooral gebeuren op het vlak van een vermindering van organische en chemische polluenten, zeker de mensen moeten voorlichten en hen tonen dat deze inspanningen effectief zijn.

3.3. Techniek versus perceptie

Sommigen hebben het idee dat de belangrijkste waterkwaliteitsproblemen opgelost zijn. Als een gevolg daarvan stellen zij vast dat nog weinig klachten worden geregistreerd. Enkel illegale olielozingen en dergelijke krijgen nog aandacht. Er zijn geen technische beperkingen meer om het oppervlaktewater zuiver te krijgen en ook de hoge kos-

ten zijn niet noodzakelijk meer de limiterende factor. De beslissing over het al dan niet verder saneren van de oppervlaktewateren is in handen van het publiek. In Nederland kost het bijvoorbeeld 1 gulden om 1 m³ rioolwater te behandelen. Hetzelfde bedrag is nodig om de overstortconstructies te verbeteren. Het produceren van drinkwater uit het effluent van een rioolwaterzuiveringsinstallatie kost nauwelijks 1 gulden extra. Maar er is geen vraag vanwege het publiek om zulk zuiver water te verkrijgen. Een tweede voorbeeld komt uit de Verenigde Staten waar een installatie werd gebouwd om effluent te zuiveren tot drinkwater. Maar niemand wou er van drinken. Daarom werd dat water dan maar in de ondergrond gepompt.

Ook het probleem van de esthetische vervuiling kan zonder technische problemen worden opgelost. Deze oplossingen zijn meestal wel zeer duur. Het publiek beslist vaak echter dat de kosten de voordelen niet waard zijn.

Anderen daarentegen zijn van mening dat de goede oplossingen nog gevonden moeten worden. Van de huidige technieken en maatregelen zijn er slechts een beperkt aantal realistisch. De rol van een ingenieur is daarom het ontwerpen van meer efficiënte, maar steeds realistische oplossingen. De oplossingen dienen zowel technisch als economisch realistisch te zijn. In ieder geval, de vragen 'wat kunnen we' en 'wat willen we' zijn twee verschillende drijfveren bij het nemen van beslissingen.

*ir. G. VAES, ir. P. WILLEMS,
prof. J. BERLAMONT
K.U. Leuven
Laboratorium voor Hydraulica
Departement Burgerlijke Bouwkunde
W. de Croylaan 2
3001 Heverlee*

4. BIBLIOGRAFIE

- [1] Vaes G., Bellers R. en Berlamont J., "Riooloverstorten: randvoorzieningen", Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL, februari 1994.
- [2] Berlamont J., Vaes G. en Willems P., "Randvoorzieningen aan rioolstelsels", Water nr. 79, november/december 1994.
- [3] Vaes G., "Representatieve neerslag voor impactberekeningen met dynamische modellen", Vario studiedag 'vuilvrachtmodellen', Heverlee, februari 1995.
- [4] Vaes G., "Impactberekeningen voor de afvoer van regen- en afvalwater", Water nr. 81, maart/april 1995.

WATERKOMPAS 1995

Einde 1995 verschijnt het nieuwe WATERKOMPAS (3de uitgave), volledig geactualiseerd aan de vernieuwde politieke structuur en bevoegdheden van de administratieve diensten, met vermelding van de aangepaste adressen en de namen van de verantwoordelijke ambtenaren op alle niveaus.

De onderzoekscentra, samen met een negentigtal bedrijven, actief in de watersector, stellen zich voor met vermelding van hun specialisatie.

Indien u wenst dat uw bedrijf in dit onmisbaar werkdocument wordt opgenomen, gelieve dan dringend contact op te nemen met het WEL-secretaariaat,
Marktplaats 16, B-2110 Wijnegem. tel : 03/353.72.53 - fax : 03/353.89.91