

TEWOR VOOR DUFLOW EN SOBEK



RAPPORT

2004
01

Tewor voor Duflow en Sobek

Uniformering waterkwaliteitsprocessen en -coëfficiënten

RAPPORT

2004

01

ISBN 90.5773.235.1



stowa@stowa.nl www.stowa.nl
TEL 030 232 11 99 FAX 030 232 17 66
Arthur van Schendelstraat 816
POSTBUS 8090 3503 RB UTRECHT

Publicaties en het publicatie overzicht van de STOWA kunt u uitsluitend bestellen bij:
Hageman Fulfilment POSTBUS 1110, 3300 CC Zwijndrecht,
TEL 078 629 33 32 FAX 078 610 610 42 87 EMAIL info@hageman.nl
onder vermelding van ISBN of STOWA rapportnummer en een duidelijk afleveradres.

COLOFON

Utrecht, 2004

UITGAVE STOWA, Utrecht

BEGELEIDINGSCOMMISSIE

Michelle Talsma (STOWA)

Ferry Kramer (Hoogheemraadschap van Rijnland)

Edwin Ter Hennepe (Hoogheemraadschap Amstel Gooi en Vecht – Dienst Waterbeheer en Riolering)

Edward Melger (WL | Delft Hydraulics)

Jan Noort (SEBRA)

Jaap Oosthoek (Waterschap Brabantse Delta)

TEKST HOOFDRAPPORT

Ron van den Boomen (Witteveen+Bos)

Joost Icke (WL | Delft Hydraulics)

DRUK Kruyt Grafisch Advies Bureau

STOWA rapportnummer 2004-01

ISBN 90.5773.235.1

TEN GELEIDE

In opdracht van de STOWA en WL | Delft Hydraulics is een uniformering uitgevoerd in de waterkwaliteitsprocessen en procescoëfficiënten die worden gebruikt in het toetsingsmodel Tewor. Dit model geeft een objectieve voorspelling van de korte-termijn effecten op de waterkwaliteit van lozingen uit rioolstelsel. In dit project is op basis van nieuwe inzichten gekeken naar de best beschikbare beschrijving van de optredende processen en deze zijn doorgevoerd in de toetsingsprogramma's van Tewor in zowel Duflow als in Sobek. Verschillen die door deze twee programma's werden berekend bij vergelijkbare toetsingen zijn nu geminimaliseerd door processen te uniformeren. Verder bevat onderliggende rapportage een aanzet voor een Good Modelling Practice voor het gebruik van Tewor (in beide programma's). Met deze handleiding kunnen vergelijkbare toetsingen worden uitgevoerd en is het toetsingsmodel dus weer programma-onafhankelijk geworden.

Door de aanpassing van de processen en procescoëfficiënten, is het aan te raden bij nieuwe toetsen van het waterkwaliteitsspoor, deze nieuwste versies van Tewor te gebruiken. Oude toetsingen kunnen het beste met de oude programmatuur (oude Duflow en oude Tewor) worden afgerond, omdat (zij het kleine) verschillen kunnen ontstaan in de toetsingsresultaten.

Het onderzoek is uitgevoerd door Witteveen+Bos en WL | Delft Hydraulics. Vanuit Witteveen+Bos is dit project getrokken door Rob van den Boomen, vanuit WL | Delft Hydraulics door Joost Icke. Speciale dank gaat uit naar diverse specialisten, zoals Ronald Bakkum, Annette Kuin en Pascal Boderie (WL | Delft Hydraulics), Hans Aalderink en Andrea Swenne (Arcadis) en Mario Maessen (Grontmij) die bij hebben gedragen aan de totstandkoming van de nieuwe procesvergelijkingen en de nadere afstemming tussen Tewor voor Duflow en Tewor voor Sobek. Het project werd begeleid door een begeleidingscommissie met daarin: Michelle Talsma (STOWA), Ferry Kramer (HH van Rijnland), Edwin Ter Hennepe (HH AGV- DWR), Edward Melger (WL | Delft Hydraulics), Jan Noort (Septra) en Jaap Oosthoek (Waterschap Brabantse Delta).

Namens het bestuur van de STOWA, de uitvoerders en de begeleidingscommissie spreek ik de hoop uit dat dit toetsingsmodel een nuttig en pragmatisch hulpmiddel zal zijn voor het bepalen van de ernst van korte termijn effecten van overstortingen op Nederlandse oppervlaktewateren.

Utrecht, december 2004

De directeur van de STOWA
ir. J.M.J. Leenen

De Directeur van WL Delft Hydraulics
Prof. dr. ir. H.J. de Vriend

DE STOWA IN HET KORT

De Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, kortweg STOWA, is het onderzoeksplatform van Nederlandse waterbeheerders. Deelnemers zijn alle beheerders van grondwater en oppervlaktewater in landelijk en stedelijk gebied, beheerders van installaties voor de zuivering van huishoudelijk afvalwater en beheerders van waterkeringen. In 2002 waren dat alle waterschappen, hoogheemraadschappen en zuiveringsschappen, de provincies en het Rijk (i.c. het Rijksinstituut voor Zoetwaterbeheer en de Dienst Weg- en Waterbouw).

De waterbeheerders gebruiken de STOWA voor het realiseren van toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk juridisch en sociaal-wetenschappelijk onderzoek dat voor hen van gemeenschappelijk belang is. Onderzoeksprogramma's komen tot stand op basis van behoefteinventarisaties bij de deelnemers. Onderzoekssuggesties van derden, zoals kennisinstituten en adviesbureaus, zijn van harte welkom. Deze suggesties toetst de STOWA aan de behoeften van de deelnemers.

De STOWA verricht zelf geen onderzoek, maar laat dit uitvoeren door gespecialiseerde instanties. De onderzoeken worden begeleid door begeleidingscommissies. Deze zijn samengesteld uit medewerkers van de deelnemers, zonodig aangevuld met andere deskundigen.

Het geld voor onderzoek, ontwikkeling, informatie en diensten brengen de deelnemers samen bijeen. Momenteel bedraagt het jaarlijkse budget zo'n vijf miljoen euro.

U kunt de STOWA bereiken op telefoonnummer: +31 (0)30-2321199.

Ons adres luidt: STOWA, Postbus 8090, 3503 RB Utrecht.

Email: stowa@stowa.nl.

Website: www.stowa.nl.

TEWOR VOOR DUFLOW EN SOBEK

INHOUD

	Colofon	
	Ten geleide	
	Stowa in het kort	
1	INLEIDING	1
1.1	Aanleiding	1
1.2	Doelstelling	1
1.3	Plan van aanpak	1
1.4	Leeswijzer	2
2	AANPASSINGEN TEN OPZICHTE VAN VORIGE VERSIES TEWOR	3
2.1	Inleiding	3
2.2	Dispersie	4

2.3	Reaëratie	4
2.4	Zuurstofinslag bij stuwen	5
2.5	BZV en SZV	5
	2.5.1 BZV overstortwater	5
	2.5.2 BZV achtergrondsituatie	6
	2.5.3 SZV	7
2.6	NH ₄	8
2.7	Zuurstofhuishouding	8
3	KALIBRATIE VAN HET INSTRUMENT TEWOR	11
3.1	Inleiding	11
3.2	Kalibratie processen	11
	3.2.1 Beschrijving proefgebied	11
	3.2.2 Gehanteerde randvoorwaarden	12
	3.2.3 Kalibratieresultaten en procescoëfficiënten	14
3.3	Vergelijking Sobek-Duflow	17
3.4	Vergelijking Duflow oud en nieuw	20
4	ENKELE HANDREIKINGEN VOOR UNIFORM GEBRUIK	21
4.1	Inleiding	21
4.2	Initiële waarden/waterkwaliteit verversingswater	21
4.3	Randvoorwaarden	22
4.4	Procescoëfficiënten	23
4.5	Regels voor kalibratie	24
5	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	25
5.1	Conclusies	25
5.2	Aanbevelingen	25
6	LITERATUURVERWIJZINGEN	27
	BIJLAGEN	
I	Uitgangspunten expertsessie herziening waterkwaliteitsspoor	29
II	Reaëratie van zuurstof	33
III	Zuurstofinslag bij stuwen	41
IV	Tewor procesvergelijkingen voor Duflow	49
V	Tewor procesbeschrijvingen voor Sobek	53
VI	Nomenclatuur vergelijking Tewor voor Duflow en Sobek	69

1

INLEIDING

1.1 AANLEIDING

Het toetsingsprogramma Tewor (=Toetsingsmodel voor de Effecten op de Waterkwaliteit van Overstortingen uit Rioolstelsels) is een hulpinstrument voor het beoordelen van de toelaatbaarheid van lozingen uit de stedelijke omgeving, meer specifiek de lozing uit gemengde rioolstelsels. Dat wil zeggen dat Tewor een instrument is waarbij de effecten van lozingen op het oppervlaktewater worden berekend én worden getoetst aan een referentiekader. Tewor is ontwikkeld begin jaren 90 en heeft in het afgelopen decennium een aantal aanpassingen ondergaan. Zo is het uitgebreid van alleen zuurstoftoetsing naar toetsing op hygiënische parameters, nutriënten en microverontreinigingen. Verder is het instrument, dat als een schil rondom Duflow draaide, ingebouwd in de windows versie van Duflow en in Sobek. Doordat het instrument in de beide pakketten onder twee verschillende hydraulische en waterkwaliteitsmodellen draaide en daaruit niet dezelfde toetsingsresultaten volgden, heeft de STOWA en WL-Delft Hydraulics de handen in een geslagen en het project "Verbetering waterkwaliteitsspoor TEWOR" in 2002 ter hand genomen. Witteveen+Bos heeft met WL-Delft Hydraulics dit project vorm gegeven, met aanvullende ondersteuning van specialisten van andere adviesbureaus die met het waterkwaliteitsspoor bezig zijn (met name Arcadis, Grontmij, DHV, Oranjewoud).

1.2 DOELSTELLING

Doelstelling van het onderzoek was:

- het eenduidig vastleggen van waterkwaliteitsprocessen en procescoëfficiënten voor een vergelijkbaar toetsingsresultaat (volgens de Tewor methodiek) in Duflow en in Sobek;
- kalibratie van de modellen voor een meer eenduidig gebruik van procescoëfficiënten.

1.3 PLAN VAN AANPAK

Om bovenstaande doelstelling te bereiken is een gefaseerde aanpak uitgewerkt. Eerst is op basis van bestaande rapporten van de vergelijking tussen Tewor voor Sobek en Tewor voor Duflow bekeken wat de mogelijke oorzaken van de verschillen zijn. Daarna is een specialistengroep bijeen geweest waarin is besproken welke processen (en hoe deze) meegenomen moesten worden. Dit is uitgewerkt in een functioneel ontwerp voor de Tewor-toetsing wat is voorgelegd aan de BC. Na goedkeuring zijn de aanpassingen doorgevoerd in Sobek en in Duflow. Met deze aangepaste versie is een kalibratie uitgevoerd. Daarvoor is een oude meetset van Loenen boven tafel gehaald. De default procescoëfficiënten zijn daaruit nader geoptimaliseerd. Verder is deze meetset gebruikt om de resultaten van de berekening van Sobek en Tewor te vergelijken.

In deze rapportage is de verslaglegging van genoemde werkstappen vastgelegd en is afgesloten met enkele conclusies en aanbevelingen.

1.4 LEESWIJZER

In dit rapport wordt achtereenvolgens ingegaan op:

- de aanpassingen die zijn doorgevoerd ten opzichte van de versies Tewor voor Duflow v3.6.0.352 beta en Tewor voor Sobek v2.08.002 (hoofdstuk 2);
- de kalibratie van het instrument in beide programma's (hoofdstuk 3);
- enkele handreikingen voor een uniform gebruik van Tewor in de beide programma's (GMP) (hoofdstuk 4) en
- conclusies en aanbevelingen (hoofdstuk 5).

De naamgeving van variabelen en coëfficiënten is niet gelijk in Duflow en in Sobek. In de tekst van deze rapportage is zo veel mogelijk de Nederlandse naamgeving gehanteerd. In tabellen is daarbij de naamgeving van beide programma's opgenomen. Voor nadere detaillering zijn in de bijlage bij deze rapportage de procesvergelijkingen (na aanpassing) voor Duflow en voor Sobek opgenomen. Verder is bij de release van de nieuwe versies van Tewor voor Duflow en voor Sobek bij elk model de handleiding en/of de helpfuncties aangepast.

2

AANPASSINGEN TEN OPZICHTE VAN VORIGE VERSIES TEWOR

2.1 INLEIDING

In de eerdere versies van Tewor is naast de toetsing op de zuurstofhuishouding ook een simulatie van hygiënische condities, nutriënten en microverontreinigingen meegenomen. In praktijk wordt de simulatie van deze laatste categorieën weinig toegepast. Door de begeleidingscommissie van onderliggend project is besloten deze drie categorieën wel gewoon te laten bestaan maar de nadruk te leggen op de uniformering van de zuurstofhuishouding en toetsing. Die moet nu gekalibreerd worden en tussen Sobek en Duflow mogen geen (grote) verschillen meer voorkomen. De aanpassing, optimalisatie van de andere drie categorieën kan in een vervolg project vorm worden gegeven.

Recent heeft nog een kleine aanpassing plaatsgevonden in de procesvergelijkingen van Tewor voor Duflow met betrekking tot BZV₅ en BZV₁. Hiermee zijn interpretatieverschillen voor het gebruik van BZV en CZV opgelost. In onderliggende nieuwe release is dit natuurlijk meegenomen. Verder is een expertgroep bijeen geweest om de voornaamste aandachtspunten in de bestaande procesvergelijkingen te bespreken en vast te stellen welke aannamen in het toetsingsinstrument moesten worden meegenomen (zie Bijlage I). De discussiebijeenkomsten hebben geresulteerd in een functioneel ontwerp, met nieuwe procesvergelijkingen voor onder andere:

- de wijze waarop de vuiluitworp uit het rioelstelsel wordt bepaald, zijnde de samenstelling, de afbraaksnelheid en de bezinksnelheid van het geloosde materiaal;
- de reaëratie, met een breed geldigheidsbereik voor stromende en stagnante, ondiepe en diepe wateren;
- de zuurstofvraag van de waterbodem;
- zuurstofinslag bij stuwen;
- variabele dispersie, afhankelijk van de stroomsnelheid.

In onderstaande paragrafen wordt ingegaan op deze wijzigingen. Voor de basisuitleg en basisuitgangspunten van Tewor wordt verwezen naar de handleidingen die voor beide modellen gelijktijdig met deze rapportage zijn aangepast (lit.1 en lit. 2) en naar de bijlage bij onderliggende rapportage over de aanpassingen.

In dit hoofdstuk zijn de nieuwe procesvergelijkingen zo veel mogelijk in de Nederlandse taal opgezet. Vertaling van deze vergelijkingen naar Duflow en Sobek procesvergelijkingen, parameters en coëfficiënten is terug te vinden in de bijlage van deze rapportage.

2.2 DISPERSIE

Zoals gezegd is het wenselijk in Sobek en Duflow met dezelfde variabele dispersievergelijking te werken. Dat wil zeggen een vaste waarde voor een achtergrond dispersie en een variabel deel dat afhangt van de karakteristieken van de stroming. Onderstaand is de te gebruiken vergelijking aangegeven (deze werd reeds gebruikt in Duflow).

$$D(x, t) = D_0 + \alpha_k \cdot \left[\frac{u_s \cdot W^2 \cdot C}{Z \cdot \sqrt{g}} \right]$$

Waarin:

D_0	Constante achtergrond dispersie $m^2 \cdot sec^{-1}$.
α_k	Evenredigheidsconstante (-)
u_s	Gemiddelde stroomsnelheid over de dwarsdoorsnede ($m \cdot sec^{-1}$)
W	Stroomvoerende breedte (m)
C	Chézy coëfficiënt ($m^{0.5} \cdot sec^{-1}$)
Z	Waterdiepte (m)
g	Valversnelling ($m^2 \cdot sec^{-1}$)

2.3 REAËRATIE

De reaëratieformule moet binnen de gestelde randvoorwaarden van waterdiepte en stroomsnelheid een goede beschrijving van de herbeluchting geven. Nader literatuuronderzoek heeft plaatsgevonden door het WL. In bijlage II is het resultaat van dit onderzoek weergegeven.

Er is een hybride formule afgeleid ter vervanging van de huidige formulering van O'Connor Dobbins die in Tewor zit. Daarbij is een minimale K_L ingevoerd van $0,2 m \cdot d^{-1}$ overeenkomstig de huidige Tewor en ook de kroosfactor is behouden. Ten slotte is de temperatuurcorrectiefactor voor de reaëratiecoëfficiënt afhankelijk gemaakt van de K_L . Dat wil zeggen dat bij een K_L groter dan $0,5 m \cdot dag^{-1}$ geen temperatuurcorrectie meer wordt toegepast (in afwijking van de huidige Tewor benadering).

Waarin:

$$\text{Reaëratie} = \frac{K_L}{z} \cdot (O_s - O_2) \cdot (1 - f_{kroos})$$

Waarin:

K_L	Stofoverdrachtsconstante voor zuurstof ($m \cdot dag^{-1}$)
O_s	Zuurstofverzadigingsconcentratie ($g \cdot m^{-3}$)
O_2	daadwerkelijke zuurstofconcentratie ($g \cdot m^{-3}$)
f_{kroos}	kroosbedekkingsgraad (0=geen kroos, 1=100% kroos)

De formule voor de berekening van de K_L is afhankelijk van de diepte en de stroomsnelheid:

$$K_L = 3,93 \cdot \text{abs} \left(\frac{u}{z} \right)^{0,5} \quad (\text{O'Connor Dobbins})$$

Als $u < (0,74 \cdot z^{0,35})^6$. In de andere gevallen wordt voor K_L aangehouden:

$$K_L = 5,32 \cdot \frac{(u)^{0,67}}{(z)^{0,85}} \quad (\text{Ownes-Edwards-Gibb}).$$

2.4 ZUURSTOFINSLAG BIJ STUWEN

De zuurstofinslag bij stuwen kan aan de procesbeschrijvingen worden toegevoegd. Nader literatuuronderzoek heeft plaatsgevonden door het WL. In bijlage III is het resultaat van dit onderzoek weergegeven.

Daaruit kan worden geconcludeerd dat er verschillende procesbeschrijvingen mogelijk zijn maar dat er drie beschrijvingen als meest kansrijk kunnen worden geïdentificeerd. Welke formule wanneer het beste zou kunnen worden gebruikt in het kader van waterkwaliteitsspooronderzoeken is nog niet duidelijk. Er ontbreken ook meetgegevens om dit in stadswateren tijdens riooloverstortingen goed te kunnen kalibreren. Om die reden zijn de formules voor zuurstofinslag bij stuwen nog niet ingebouwd in Tewor voor Duflow. In Tewor voor Sobek zijn de formules wel beschikbaar.

2.5 BZV EN SZV

Voor BZV wordt onderscheid gemaakt in BZV afkomstig uit een overstort (BZV_{ov}) en BZV in de achtergrondsituatie (BZV_a), wat afkomstig is uit andere bronnen.

2.5.1 BZV OVERSTORTWATER

Het BZV afkomstig van een overstort bestaat uit twee fracties: één fractie die snel sedimenteert (BZV_{ovs}) en een korte verblijftijd heeft in de waterkolom en een fractie met een lagere sedimentatiesnelheid (BZV_{ovi}). Het is met name de laatste fractie die zorgt voor het verbruik van zuurstof in de waterkolom. DWR heeft in het verleden enkele bezinkingsexperimenten uitgevoerd met influent van een waterzuivering. Aangenomen kan worden dat overstortwater verdund influent van een zuivering is en dat de deeltjes zich in dit influent hetzelfde gedragen als in overstortwater. Uit deze experimenten blijkt dat de deeltjes in ruwweg 5 nagenoeg even grote fracties kunnen worden onderscheiden. De gemiddelde valsnelheid van deze fracties is weergegeven in tabel 2.1.

TABEL 2.1 FRACTIES EN VALSNELHEDEN IN VERDUND INFLUENT

fractie	valsnelheid (m/d)	grootte fractie (%)
1	115,20	17
2	28,80	20
3	6,91	22
4	1,73	25
5	0,17	16

De procesbeschrijvingen gaan uit van twee fracties; een snel sedimenterende fractie en een langzaam sedimenterende fractie. Afgaande op het feit dat na een overstortgebeurtenis binnen ca. 24 uur het zuurstofminimum in het open water wordt bereikt, mag er van worden uitgegaan dat de laatste twee fracties (ca 40%) als de langzaam bezinkbare fractie kan worden beschouwd, en de overige 60% als snel bezinkbaar. Uit een recente analyse van de NWRW-studies van eind 80er jaren, is echter gebleken dat de verhouding tussen goed en slecht bezinkbaar BZV van gemengde rioolstelsels juist andersom ligt, d.w.z. 60% is langzaam bezinkbaar en 40% is snelbezinkbaar. Gezien de breedte van dat toenmalig onderzoek wordt aanbevolen de NWRW resultaten te volgen, dus BZV-langzaambezinkbaar 60% en BZV-snelbezinkbaar 40%

In de huidige Tewor wordt een default valsnelheid van 0,1 m/d voor de slecht bezinkbare fractie gehanteerd. Deze waarde lijkt volgens bovenstaande gegevens te laag en gezien andere veldervaringen zal een valsnelheid van 0,2 m/d een goede default waarde zijn. Voor de valsnelheid van de snel bezinkbare fractie kan de mediaanwaarde van 30 m/d een goede default waarde zijn. De hoogte van deze waarde betekent wel dat met de nieuwe procesbeschrijving van zo'n 40% van het overstort BZV snel naar de bodem zal verdwijnen en dus maar een beperkte korte termijn zuurstofvraag oplevert (wel een langere termijn via het sediment zuurstofverbruik natuurlijk).

Voor BZV afkomstig uit een overstort geldt :

$$\frac{d(BZV_{ovl})}{dt} = -\frac{V_{langzaam}}{z} \cdot BZV_{ovl} - K_{ox,ov} \cdot \left[\frac{O_2}{O_2 + K_{M,ox}} \right] BZV_{ovl}$$

$$\frac{d(BZV_{ovs})}{dt} = -\frac{V_{snel}}{z} \cdot BZV_{ovs} - K_{ox,ov} \cdot \left[\frac{O_2}{O_2 + K_{M,ox}} \right] BZV_{ovs}$$

Waarin:

BZV_{ovl}	BZV5 (langzaam bezinkbaar) afkomstig uit een overstort ($g \cdot m^{-3}$)
BZV_{ovs}	BZV5 (snel bezinkbaar) afkomstig uit een overstort ($g \cdot m^{-3}$)
V_{snel}	Sedimentatiesnelheid van de fractie die snel sedimenteert ($m \cdot dag^{-1}$)
$V_{langzaam}$	Sedimentatiesnelheid van de fractie die langzaam sedimenteert ($m \cdot dag^{-1}$)
$K_{ox,ov}$	Snelheidsconstante voor de oxidatie van materiaal uit de overstort (dag^{-1})
$K_{M,ox}$	Constante voor zuurstoflimitering op de oxidatie van BZV ₅ ($g \ O_2 \cdot dag^{-1}$)
Z	de waterdiepte (m)

Er wordt aangenomen dat alle BZV uit de overstort met dezelfde snelheid wordt geoxideerd.

2.5.2 BZV ACHTERGRONDSITUATIE

Het BZV in de achtergrondsituatie is afkomstig uit verschillende bronnen. Het is alleen onderhevig aan afbraak. Sedimentatie wordt niet in rekening gebracht. Om een constante achtergrondconcentratie in stand te houden wordt in het model een productieterm opgenomen.

Voor BZV₅ in de achtergrondsituatie geldt:

$$\frac{d(BZV_a)}{dt} = -K_{ox,a} \cdot \left[\frac{O_2}{O_2 + K_{M,ox}} \right] BZV_a + P_{BZV,a}$$

Waarin:

BZV_a	BZV in de achtergrondsituatie ($g \cdot m^{-3}$)
$K_{ox,a}$	Snelheidsconstante voor de oxidatie van achtergrond BZV (dag^{-1})
$P_{BZV,a}$	Productiesnelheid voor achtergrond BZV ($g \cdot m^{-3} \cdot dag^{-1}$)

In de vergelijkingen voor BZV_{ov} en BZV_a wordt gerekend met een BZV₅. Dat betekent dat zowel de invoer als de uitvoer van deze grootheden in termen van een BZV₅ is. In de zuurstofvergelijking wordt de BZV₅ omgerekend in een BZV_u. BZV_u is BZV oneindig, een term om het 'maximale' zuurstofverbruik door afbraak organische stof (het Biochemisch Zuurstof

Verbruik) uit te drukken, in tegenstelling tot een BZV_5 , die het zuurstof verbruik na 5 dagen uitdrukt.

2.5.3 SZV

Het SZV is de belangrijkste term die het achtergrond zuurstofverbruik bepaalt. Het sedimentzuurstofverbruik (=SZV = SOD = Sediment Oxygen Demand) hangt af van de zuurstofconcentratie in de waterkolom. Er van uitgaande dat geen mineralisatie van SZV in de bodem optreedt, is de vergelijking als volgt:

$$SOD = [SOD_{ref}/diepte] * (O_2/O_{2,ref})$$

Waarin:

SOD	SZV = sediment zuurstof verbruik ($g \cdot m^{-3} \cdot dag^{-1}$)
SOD_{ref}	maximale SZV dat bij die bodemsoort hoort (zie tabel 2.2), ($g \cdot m^{-2} \cdot dag^{-1}$)
$diepte$	waterdiepte (m)
O_2	zuurstofconcentratie in water ($gO_2 \cdot m^{-3}$)
$O_{2,ref}$	zuurstofconcentratie waarbij SZV maximaal is ($gO_2 \cdot m^{-3}$)

Let wel, de SOD is dus een vracht ($g \cdot m^{-3} \cdot dag^{-1}$) die berekend wordt voor de formules van de zuurstofhuishouding, de SOD_{ref} is een flux ($g \cdot m^{-2} \cdot dag^{-1}$) over het bodemoppervlak, een eenheid die vaak wordt gebruikt vanuit meetwaarden. In de literatuur varieert de waarde voor de maximale SZV (=SOD_{ref}) van 0,1 tot soms 10 $g/m^2/d$. Als leidraad kan de volgende tabel worden gebruikt:

TABEL 2.2

REFERENTIEWAARDEN SZV (SOD_{ref})

Type bodem	sediment zuurstof verbruik ($g O_2 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)
Nabij regelmatig functionerende overstort, of bodem bedekt met bladval	4
Bodems met sliblaag	2
Bodems zonder dikke sliblaag	1,5
Zandige "normale" bodems	0,5
Minerale bodems	0,1

Een andere benadering kan zijn om de dikte van de sliblaag te gebruiken. Een modelkalibratie gaf goede resultaten bij een " $SOD = \zeta$ (slibdikte in cm)" met sliblagen tot 10 cm. Er is geen relatie gevonden met het organische stofgehalte van de waterbodem.

2.6 NH₄

De ammoniumhuishouding blijft gehandhaafd zoals deze in de huidige Tewor is ingebouwd en wel volgens:

$$\frac{d(NH_4)}{dt} = -K_{nit} \cdot \left[\frac{O_2}{O_2 + K_{M,nit}} \right] NH_4 + P_{NH_4}$$

Waarin:

NH_4	Ammonium (g.m ⁻³)
K_{nit}	Snelheidsconstante voor de nitrificatie (dag ⁻¹)
$K_{M,nit}$	Constante voor de zuurstoflimitering op de nitrificatie (g O ₂ .m ⁻³)
P_{NH_4}	Productiesnelheid van ammonium (g N.m ⁻³ .dag ⁻¹)

2.7 ZUURSTOFHUISHOUDING

Voor zuurstof geldt:

$$\frac{d(O_2)}{dt} = \text{Reaeratie} - \text{Oxidatie}_{ovl} - \text{Oxidatie}_{ovs} - \text{Oxidatie}_a - \text{Nitrificatie} - \text{SOD} + \text{Prod}$$

Waarin:

$$\text{Reaeratie} = \frac{K_L}{z} \cdot (O_s - O_2)$$

Waarin:

K_L	Stofoverdrachtsconstante voor zuurstof (m.dag ⁻¹)
O_s	Zuurstofverzadigingsconcentratie (g.m ⁻³)

$$\text{Oxidatie}_{ovl} = K_{ox,ov} \cdot \left[\frac{O_2}{O_2 + K_{M,ox}} \right] BZV_{ovl}^u$$

$$\text{Oxidatie}_{ovs} = K_{ox,ov} \cdot \left[\frac{O_2}{O_2 + K_{M,ox}} \right] BZV_{ovs}^u$$

$$\text{Oxidatie}_a = K_{ox,a} \cdot \left[\frac{O_2}{O_2 + K_{M,ox}} \right] BZV_a^u$$

Waarin:

$$BZV_{ovl}^u = \frac{BZV_{ovl}^5}{(1 - e^{-5 \cdot K_{ox,ov}})}$$

$$BZV_{ovs}^u = \frac{BZV_{ovs}^5}{(1 - e^{-5 \cdot K_{ox,ov}})}$$

$$BZV_a^u = \frac{BZV_a^5}{(1 - e^{-5 \cdot K_{ox,a}})}$$

$$\text{Nitrificatie} = 4,57 \cdot K_{nit} \cdot NH_4 \cdot \frac{O_2}{O_2 + K_{M,nit}}$$

$$\text{SOD} = [\text{SOD}_{ref}/\text{diepte}] \cdot (O_2/O_{2ref})$$

Prod is de zuurstofproductiesnelheid in $\text{g O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dag}^{-1}$ en kan door de gebruiker worden opgegeven.

3

KALIBRATIE VAN HET INSTRUMENT TEWOR

3.1 INLEIDING

Eén van de veelvoorkomende vragen bij het gebruik van Tewor is vaak de zekerheid over de uitkomsten van de toetsing. Deze betrouwbaarheid van het instrument kan op drie manieren worden geïnterpreteerd:

- Treden de berekende concentratiedalingen van zuurstof (absolute waarden) en de duur van herstel wel daadwerkelijk op?
- Is het toetsingskader van het instrument wel accuraat (de zogenaamde Tewor-scores)?
- Wat veroorzaakt het verschil in de berekende zuurstofconcentraties en de daaruit voortvloeiende Tewor-score bij berekening met de programma's Duflow en Sobek?

Binnen onderliggend onderzoek is alleen ingegaan op de eerste en de derde vorm van betrouwbaarheid. Het analyseren of het gebruikte toetsingskader ook tot de gewenste probleemanalyse leidt (wel of niet saneren overstort), zou onderwerp van een vervolgstudie kunnen zijn. Wel is in onderhavig onderzoek ingegaan op de kalibratie van de processen en uitgangspunten van een Tewor-toetsing. Eerst wordt op deze kalibratie ingegaan. Daarna wordt ingegaan op de onderlinge vergelijkbaarheid van de resultaten die worden berekend bij gebruikmaking van het programma Duflow en bij Sobek.

3.2 KALIBRATIE PROCESSEN

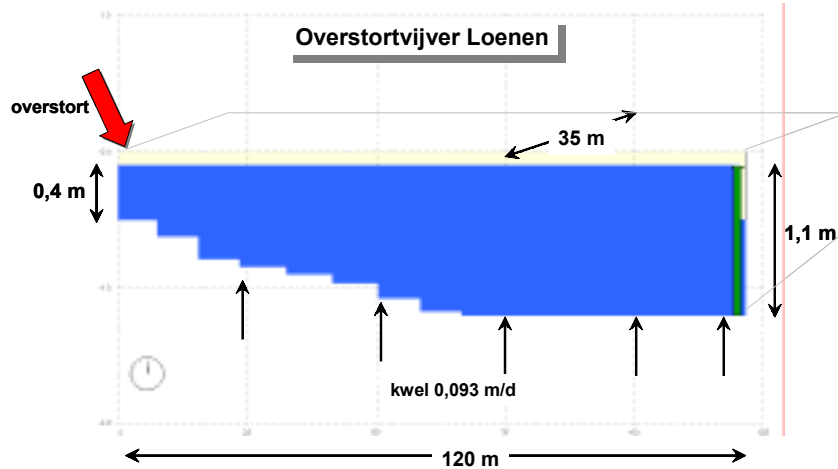
In de sessie met de specialisten is geïnventariseerd welke meetsets beschikbaar zijn om het Tewor instrument te kunnen toetsen. Deze bleken zeer beperkt te zijn. Er zijn verschillende meetcampagnes beschikbaar, maar bij de meeste ontbreekt wel iets (of er zijn geen overstorthoeveelheden of er is geen overstortkwaliteit gemeten, of de beïnvloeding vanuit de omgeving is te groot, of er treden gewoon geen overstortingen op de gemeten locatie, of er treedt geen zuurstofdal op na een overstorting). Al met al leek de meetset van Loenen uit het NWRW onderzoek dat is uitgevoerd in de 80-er jaren nog het meest geschikt. Deze dataset is boven tafel gehaald en daarmee is de kalibratie uitgevoerd. In de procesgang is de kalibratie zowel uitgevoerd met de procesbeschrijvingen in Duflow als in Sobek. Bij vergelijking bleken de resultaten niet overeenkomstig. Na verdere optimalisatie van de procesbeschrijving tussen de twee programma's, kwamen de kalibratieresultaten goed overeen. Onderstaand is de kalibratie weergegeven zoals die is uitgevoerd voor Sobek. Eerst wordt een beschrijving gegeven van de probleemlocatie, dan worden de gehanteerde randvoorwaarden aangegeven en ten slotte worden de kalibratieresultaten weergegeven in relatie tot de defaultwaarden.

3.2.1 BESCHRIJVING PROEFGEBIED

De overstortvijver Loenen, waarop het model is getest is 35 meter breed en 120 meter lang. De diepte varieert van 0.4 meter tot en met 1.1 meter, het volume is ruim 3900 m³. De overstort bevindt zich aan het ondiepe uiteinde van de vijver. Er is een relatief constante kwel

van 0.093 m/dag (391 m³/dag). De verblijftijd in de vijver op basis van volume en kwel bedraagt circa 10 dagen. Afbeelding 3.1 geeft een situatieschets. Van de overstortvijver is een Sobek schematisatie gemaakt, waarin een veertiental secties in lengte variërend van 8 tot 9 meter zijn onderscheiden. De kwel is als puntlozing toegekend aan een vijftal punten.

AFBEELDING 3.1 OVERSTORTVIJVER



3.2.2 GEHANTEERDE RANDVOORWAARDEN

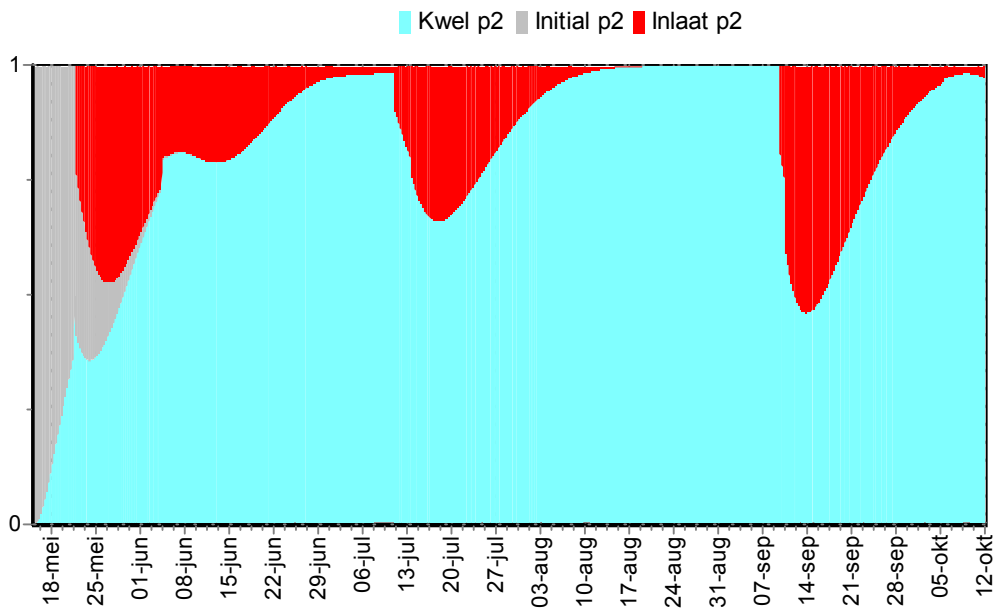
In 1984 heeft een uitgebreide meetcampagne plaatsgevonden, waarbij voor een zevental overstortgebeurtenissen het overstortvolume en de effecten ervan op de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater zijn geregistreerd. In tabel 3.1. zijn de karakteristieken van de zeven opgetreden overstortingen weergegeven.

TABEL 3.1 OVERSTORT KARAKTERISTIEKEN LOENEN

overstort	wanneer	duur (uren)	volume (m ³)	% volume vijver (%)
OV1	21 mei	7	1990	51%
OV2	4 juni	1	720	18%
OV3	23 juni	0.5	54	1%
OV4	10 juli	1	1045	27%
OV4a	13 juli	0,75	227	6%
OV5	9+10 september	3+1,5	2120	54%
OV7	5 oktober	2	244	6%

Van de overstortperiodes 1, 2, 4(a) en 5 zijn waterkwaliteitsmetingen beschikbaar. In afbeelding 3.2. is de bijdrage van de overstorting in het watervolume van de vijver in Loenen weergegeven.

AFBEELDING 3.2 FRACTIEVERDELING VAN 15 MEI TOT EN MET 12 OKTOBER (INLAAT = OVERSTORT)



Mede op basis van bovenstaande fractieverdeling (= overstortvolume in relatie tot vijvervolume), is gekozen voor kalibratie van het Tewor instrument op de overstortingen OV1 (21 mei) en Ov4 (10 juli).

Voor de kwaliteit van het overstortwater is uitgegaan van de defaultkwaliteit, omdat geen meetgegevens beschikbaar waren. Dit betekent dat de volgende waarden zijn gebruikt:

TABEL 3.2 GEBRUIKTE CONCENTRATIES VOOR DE OVERSTORTINGEN

Duflow	Duflow	Sobek	OV1	OV4	eenheid
zuurstof	O ₂	Cox	6,5	6,5	gO ₂ /m ³
fijne fractie BOD uit overstort	BZV _{OV1}	CBOD5	40	40	-
grove fractie BOD uit overstort	BZV _{OV5}	CBOD5_2	60	60	-
BOD uit overige bronnen	BZV _A	COD	5	5	gO ₂ /m ³
ammonium	NH ₄	NH ₄	5.5	5,5	gN/m ³

Voor de kwaliteit van het ontvangende water in initiële conditie zijn de gemeten concentraties van BZV₅, O₂ en NH₄ gebruikt vlak voor de overstortingen. In onderstaande tabel zijn die waarden weergegeven.

TABEL 3.3 GEBRUIKTE INITIËLE CONCENTRATIES (EN CONDITIES) VOOR DE VIJVER

stof	Duflow	Sobek	OV1	OV4	kwel	eenheid
zuurstof	O ₂	Cox	7,2	5,0	0,0	gO ₂ /m ³
BOD uit overige bronnen	BZV _a	COD	4,15	4,00	0,0	gO ₂ /m ³
ammonium	NH ₄	NH ₄	0,17	0,20	0,5	gN/m ³
watertemperatuur	T	T	15	18	0	°C

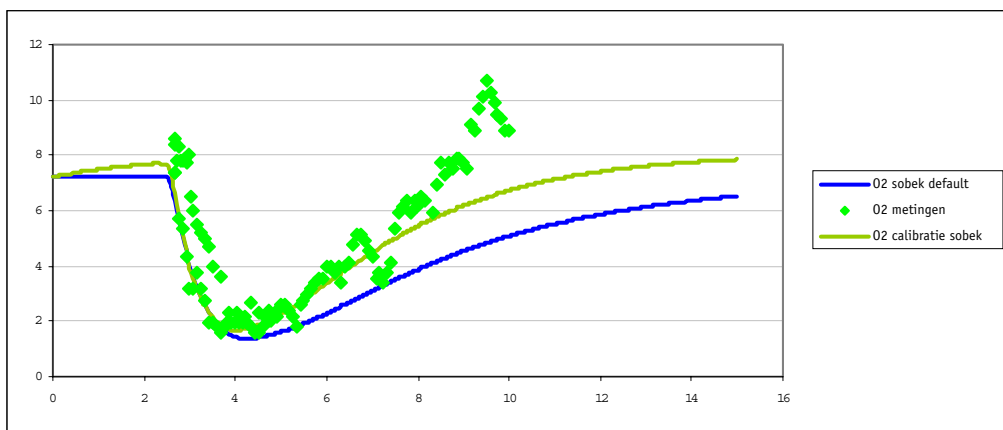
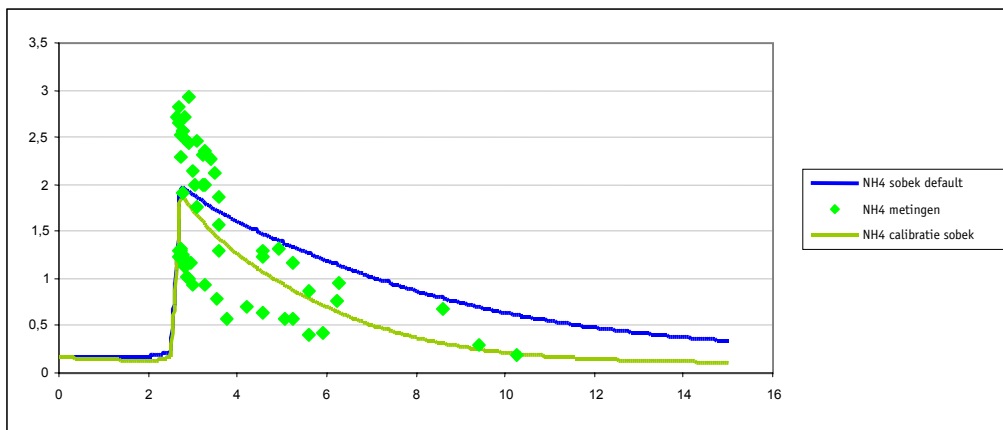
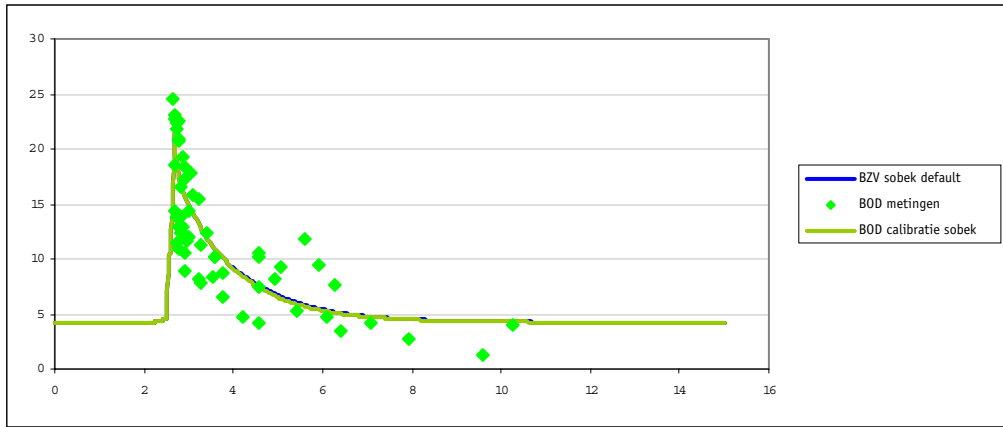
Naast deze concentraties zijn een aantal coëfficiënten gebruikt ten behoeve van het rekenhart, te weten:

- opgelegde externe dispersie = 0,05
- alfa - k = 0,011
- sod ref = 1
- tijdstap flow = 1 minuut
- tijdstap kwaliteit = 5 minuten

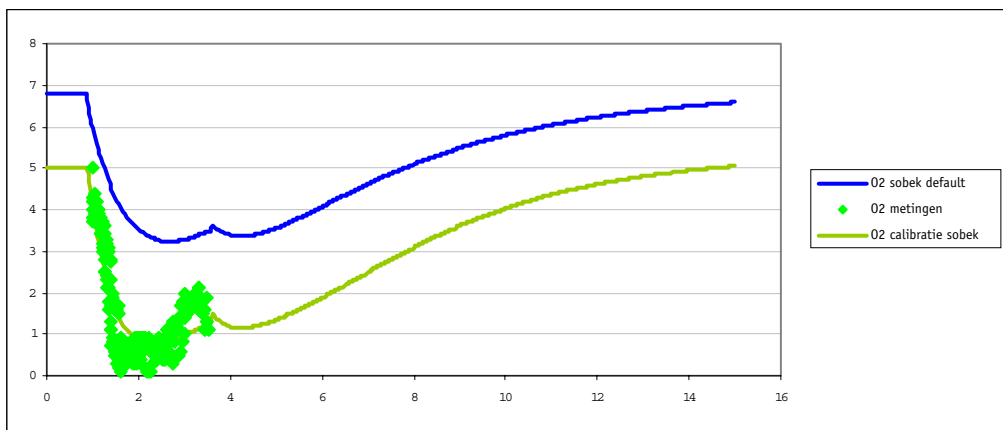
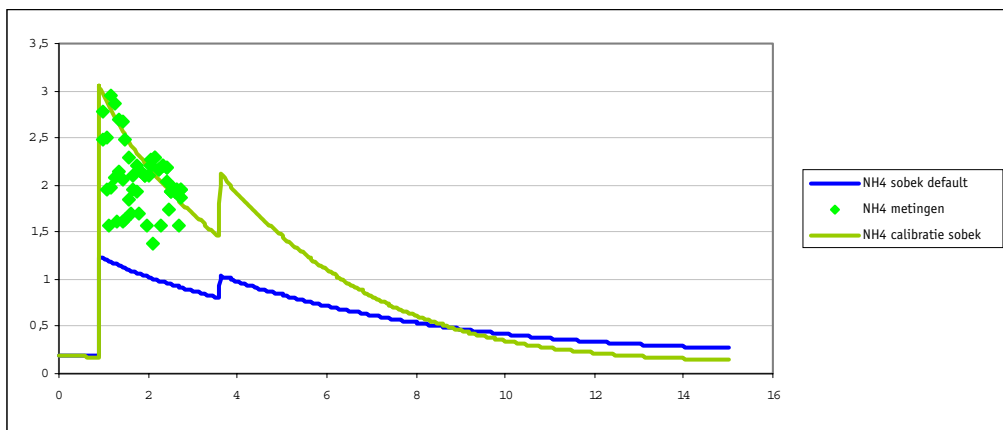
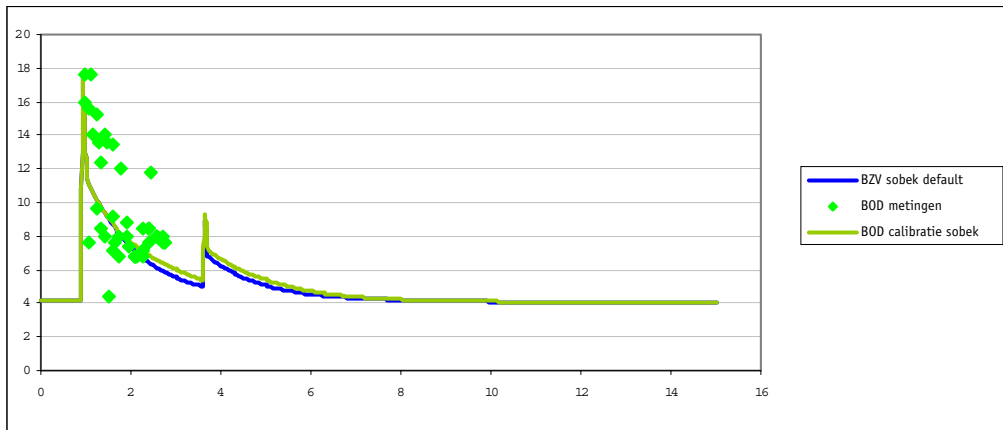
3.2.3 KALIBRATIERESULTATEN EN PROCESCOËFFICIËNTEN

Uitgaande van bovengenoemde initiële waarden is een kalibratieonderzoek uitgevoerd uitgaande van de default procescoëfficiënten. Na kalibratie zijn de procescoëfficiënten bijgesteld. Onderstaand worden eerst de resultaten gepresenteerd van de simulaties na optimale kalibratie, tot slot wordt een overzichtstabel weergegeven met de gekalibreerde procescoëfficiënten.

AFBEELDING 3.3 KALIBRATIERESULTATEN OV1 VOOR BZV, NH₄ EN O₂



AFBEELDING 3.4 KALIBRATIERESULTATEN OV4 VOOR BZV, NH₄ EN O₂



In onderstaande tabel zijn de default en de geoptimaliseerde coëfficiënten weergegeven.

TABEL 3.4 GEKALIBREERDE PROCESCOEFFICIËNTEN TEWOR

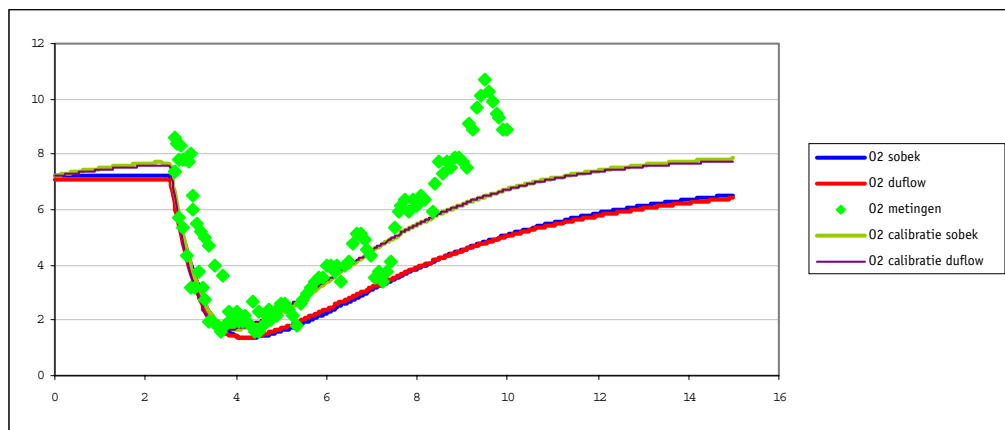
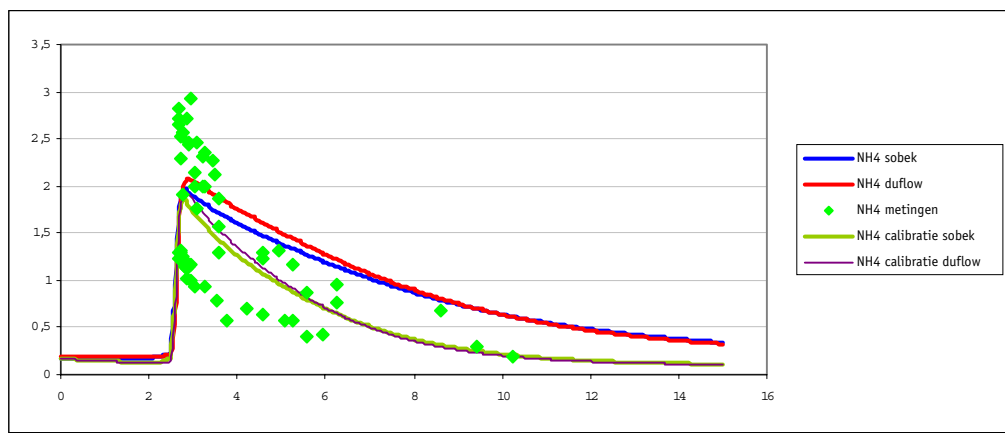
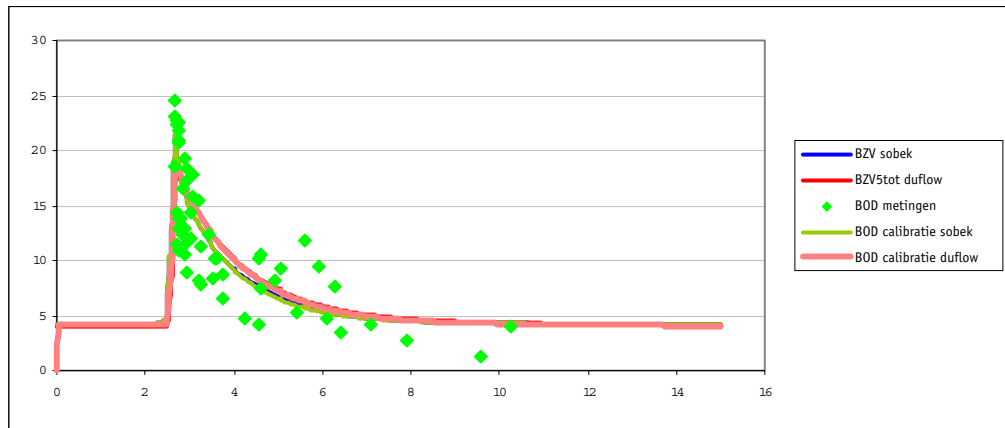
variabele/parameter	Duflow	Sobek	default	OV1	OV4	unit
kroosbedekkingsgraad	fkroos	fcod	0	0	0	-
minimale reaëratieconstante	Klmin	Klrearmin	0,2	0,4	0,35	m/dag
constante voor de zuurstoflimitering van NH ₄	Kmnit	KsOxNit	2	2	2	g-O ₂ /m ³
			1			
snelheidsconstante oxidatie van NH ₄	Knit	RcNit	0,2	0,5	0,5	1/dag
snelheidsconstante oxidatie van BZV achtergrond	Koxa	RcCOD	0,1	0,1	0,1	1/dag
snelheidsconstante oxidatie van BZV overstortwater	Koxov	RcBOD/BOD_2	0,6	0,6	0,6	1/dag
constante voor de zuurstoflimitering op de oxidatie	Kmox	Ksox	1	1	1	g-O ₂ /m ³
referentiewaarde zuurstof in sod model	O2ref	00XSOD	10	10	10	g/m ³
productiesnelheid bzva	Pbzva	fTeworCOD	0	0,74	0,74	g/(m ³ .dag)
productiesnelheid nh4	PNH4	fTeworNH4	0	0	0	g/(m ³ .dag)
productiesnelheid o2	P02	fTeworOXY	0	1,9	0,5	g/(m ³ .dag)
temperatuurcoëfficiënt stofoverdracht	Tkl	Tc....	1,024	1,024	1,024	-
sedimentatiesnelheid langzaam bezinkbaar	V _{langzaam}	VsedCOD	0,2	0,2	0,2	m/dag
sedimentatiesnelheid snel bezinkbaar bzv	V _{snel}	VsedBOD/BOD_2	30	30	30	m/dag
sediment zuurstof vraag	SOD _{ref}	fSOD	1	1	1	g/m ² .dag

Uit de kalibratie mag worden geconcludeerd dat de procescoëfficiënten voor beide overstromingen redelijk goed overeenkomstig kunnen worden gekozen waarbij de sluitposten (= productiefactoren voor BZV_a, NH₄ en O₂) ook redelijk vergelijkbaar zijn.

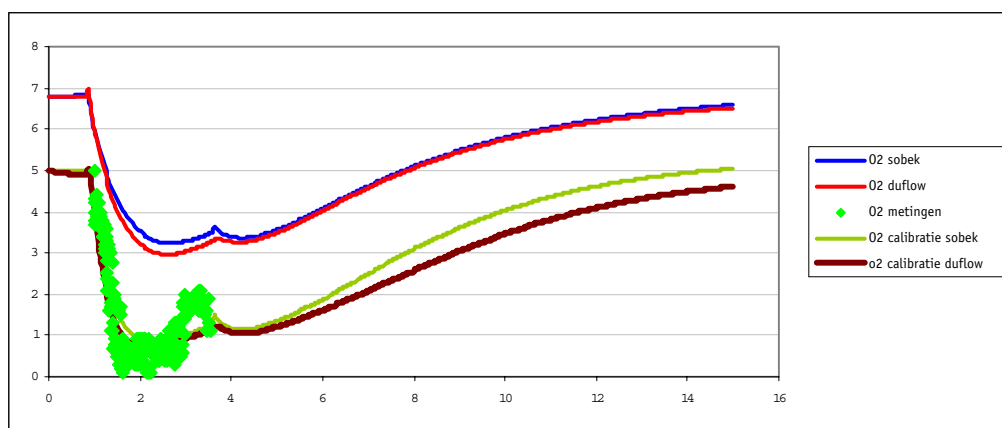
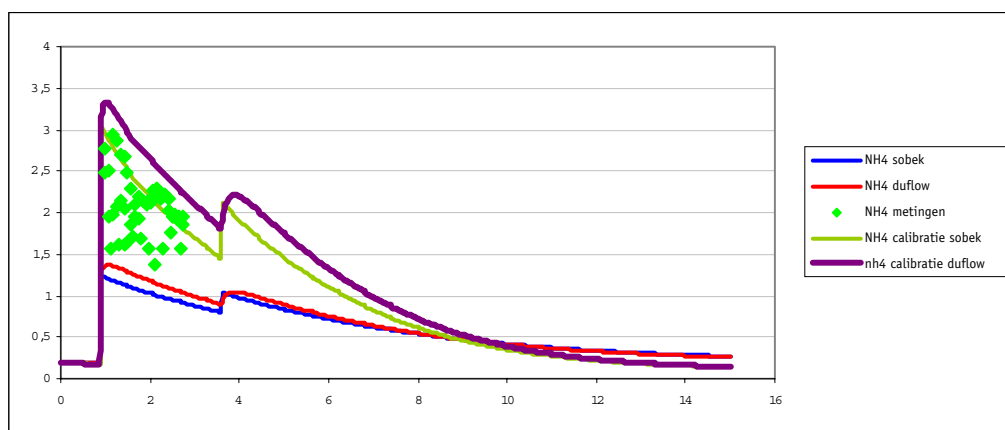
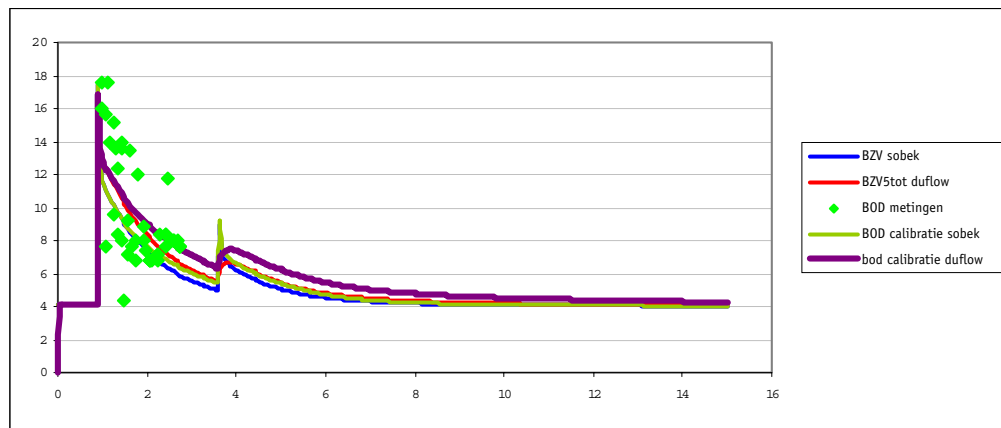
3.3 VERGELIJKING SOBEK-DUFLOW

Naast de kalibratie van de procescoëfficiënten op zich, was een vereiste van het project dat de resultaten van de toetsingen met Sobek en met Duflow (vrijwel) gelijk moesten zijn. Door de processen en de procescoëfficiënten gelijk te trekken is dit bewerkstelligd. In onderstaande afbeelding is weergegeven wat het gesimuleerde verloop van de zuurstofconcentratie is berekend door Sobek en door Duflow. Geconcludeerd mag worden dat de resultaten zeer goed vergelijkbaar zijn.

AFBEELDING 3.5 VERGELIJKING SOBEK EN DUFLOW VOOR OVS1



AFBEELDING 3.6 VERGELIJKING SOBEK EN DUFLOW VOOR OVS4

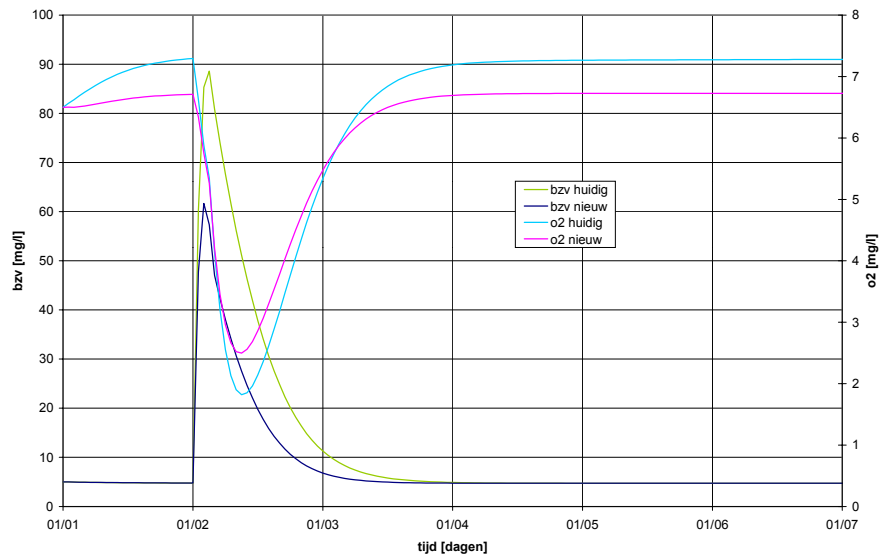


De beperkte afwijking tussen Sobek en Duflow, met name bij OV4, kan worden verklaard door het verschil in monod-kinetiek die in Duflow en in Sobek zit. De verschillen zijn echter beperkt.

3.4 VERGELIJKING DUFLOW OUD EN NIEUW

De procesvergelijkingen zijn aangepast in de nieuwe release van Tewor. Ook zijn randvoorwaarden aangepast en zijn procescoëfficiënten aangepast na kalibratie van het model voor Loenen. De vraag is of er door deze aanpassingen veel verschillen zullen ontstaan in de voorspelde zuurstofdip en dus de urgentiescore van Tewor. Voor een voorbeeldcase zijn twee analyses uitgevoerd met de Duflow versie van Tewor: één met de oude procesvergelijkingen en defaults en één met de nieuwe. In afbeelding 3.7. is het verschil in de resultaten te zien, zowel voor zuurstof als voor BZV.

AFBEELDING 3.7 VERGELIJKING TEWOR VOOR DUFLOW MET OUDE EN MET NIEUWE PROCESBESCHRIJVINGEN



Uit de afbeelding kan worden geconcludeerd dat er verschillen zijn maar dat die niet extreem zijn. Beide modellen zijn voor deze case niet gekalibreerd en de basis zuurstof waarden zijn dan ook niet precies gelijk. Door de verandering van de benadering van BZV (snel en langzaambezinkbaar en een achtergrond BZV) wordt de verwachte BZV concentratie in het water iets lager dan op basis van defaultcoëfficiënten met het oude model werd berekend. Dit komt grotendeels door de hoge bezinksnelheid die wordt aangenomen voor snel bezinkbaar BZV. De kalibratie voor Loenen heeft echter wel aangegeven dat dit realistisch is. De zuurstofdip is dientengevolge iets minder diep dan bij eerdere berekeningen en dit zou dus invloed kunnen hebben op de urgentiebepaling van de overstorten. Ook hierbij moet worden geconcludeerd dat de nieuwe procesvergelijkingen en procescoëfficiënten zo goed als mogelijk zijn gekalibreerd en dus wellicht een betere voorspelling zijn dan de vroegere toetsingen. De eindscores veranderen niet veel (lokaal kan er wel een verschuiving optreden). Voor nieuwe toetsingen wordt aanbevolen de nieuwe versie te gebruiken.

Uit deze case is overigens ook gebleken dat het omzetten van een oude toetsing naar een nieuwe methodiek niet geheel automatisch verloopt en aanbevolen wordt dan ook alleen deze nieuwe toetsingsmethodiek voor nieuwe toetsingen te gebruiken. Bewaren van de Duflowversie 3.5 is dan ook verstandig om oude toetsingen vergelijkbaar over te kunnen doen.

4

ENKELE HANDREIKINGEN VOOR UNIFORM GEBRUIK

4.1 INLEIDING

Dit hoofdstuk kan worden gezien als een stukje Good Modelling Practice (GMP) voor Tewor. Het is geen handleiding voor het gebruik van Tewor (daar zijn de handleidingen voor, zowel in Dulfow (lit. 1.) als in Sobek (lit. 2)), waarin het gebruik van elke knop, elk proces en elke procescoëfficiënt in detail is weergegeven. Dit hoofdstuk geeft alleen enkele tips hoe om te gaan met Tewor. Er wordt kort ingegaan op te gebruiken initiële waarden, randvoorwaarden, procescoëfficiënten en regels voor kalibratie.

4.2 INITIËLE WAARDEN/WATERKWALITEIT VERVERSINGSWATER

Bij het gebruik van Tewor kunnen feitelijk twee situaties worden doorgerekend, een situatie waarbij zo veel mogelijk de huidige werkelijkheid wordt nagebootst en een situatie waarbij een fictieve, schone situatie wordt nagebootst. De eerste situatie heeft het voordeel dat de procescoëfficiënten mogelijk kunnen worden gekalibreerd als meetgegevens voorhanden zijn. De gemeten waterkwaliteit kan dan als initieel worden gebruikt en de processen kunnen worden geoptimaliseerd. De tweede situatie betreft een meer theoretische situatie, een situatie waarin bijvoorbeeld de waterbodem is gebaggerd, het eventuele aanvoerwater van MTR kwaliteit is, etc. Dit zijn meer fictieve situaties die het effect van de overstorten onder die condities goed in beeld brengen, maar waarbij een kalibratie met huidige gegevens niet zinvol is. Voor die situaties kan het beste met de in het vorige hoofdstuk genoemde gekalibreerde procescoëfficiënten worden gerekend, waarbij wel bijvoorbeeld de SOD naar een "schone situatie" moet worden aangepast.

Als initiële concentraties in het oppervlaktewater, indien geen meetgegevens beschikbaar zijn, kunnen de in tabel 4.1. weergegeven waarden worden aangehouden. Deze waarden zijn afgeleid van de kalibratie voor de meetset van Loenen en wijken ook iets af van initiële waterkwaliteit die door de wWw (Werkgroep waterkwaliteit WestNederland) werd gehanteerd.

TABEL 4.1 DEFAULT INITIËLE CONDITIES OPPERVLAKTEWATER (SCHONE SITUATIE)

stof	DufLOW	Sobek	default	eenheid	wWw-kwaliteit
zuurstof	O2	Cox	5,0	g/m ³	6,5
fijne fractie BZV uit overstort	BZV _{ot}	CBOD5	0	gO2/m ³	0
grove fractie BZV uit overstort	BZV _{os}	CBOD5_2	0	gO2/m ³	0
BZV achtergrond	BZV _a	COO	4	gO2/m ³	5
ammonium	NH ₄	NH4	0,75	gN/m ³	0,2
temperatuur	T	T	18	Celsius	-

4.3 RANDVOORWAARDEN

OVERSTORTKWANTITEIT

De overstortkwantiteit die in Tewor gebruikt wordt is flexibel op te leggen. Elke vorm van overstort (hoeveelheid en duur) is in te voeren als randvoorwaarde. Vanuit de gedachte van uniformiteit (en bij het gebrek aan beter weten) is bij het gebruik van Tewor de afgelopen jaren veelvuldig de bui ingevoerd als een blokbelasting; Voor de buien met een herhalings-tijd van T=1, 2, 5 en 10 wordt het vanuit rioleringsberekeningen aangeleverde overstort-volume omgerekend naar een debiet door het volume te delen door een gemiddelde overstortduur. Hiertoe wordt 30 min gebruikt om naar het maximale debiet te komen, dan vindt de overstort gedurende 3 uur op dit maximale debiet plaats en vervolgens wordt wederom in 30 min het overstortdebiet teruggevoerd van maximaal naar nul. Het totale overstortvolume is dan in die 4 uur bereikt.

Indien geen resultaten van rioolberekeningen beschikbaar zijn, kan een eenvoudige schatting worden gemaakt van het overstortvolume (met diverse aannamen natuurlijk) op basis van een eenvoudige bakbenadering. Deze benadering is gebaseerd op de hoeveelheid water die met een bepaalde herhalings-tijd valt te corrigeren voor berging en pomp-overcapaciteiten en te vermenigvuldigen met het verharde oppervlakte. Uit regenduurlijnen kan worden afgeleid dat bij de T=1, 2, 5 en 10 de volgende neerslagintensiteiten horen: respectievelijk 21.1, 25.8, 31.9 en 36.4 mm.

Voor gemengde rioolstelsels (Referentie stelsel) moeten deze hoeveelheden worden gecorrigeerd voor een berging van 7+2 mm en een pompovercapaciteit (poc) van 0,7 mm/hr (over de aangenomen 4 uur van de overstort). Voor verbeterd gescheiden rioolstelsels kan hetzelfde worden gedaan maar dient een berging van 4 mm te worden gehanteerd en een poc van 0,3 mm/hr. Voor gescheiden rioolstelsels kan de volledige hoeveelheid neerslag worden afgevoerd naar het oppervlaktewater. In onderstaande tabel 4.2. zijn de resulterende overstortvolumes (uitgedrukt in m³ per hectare verhard) weergegeven.

TABEL 4.2 GLOBALE OVERSTORTHOEVEELHEDEN PER TYPE RIOOLSTELSEL

	T=1	T=2	T=5	T=10
neerslag (mm)	21,1	25,8	31,9	36,4
berging op verhard (mm)	0,5	0,5	0,5	0,5
effectieve inloop (mm)	20,7	25,4	31,5	36,0
referentie stelsel				
verlies (7mm+2mm berging + 0,7 poc) (mm)	11,8	11,8	11,8	11,8
overstortvolume (m ³ per ha verhard)	89	136	197	242
verbeterd gescheiden stelsel				
verlies (4mm berging + 0,3 poc) (mm)	5,2	5,2	5,2	5,2
overstortvolume (m ³ per ha verhard)	155	202	263	308
gescheiden Stelsel				
overstortvolume (m ³ per ha verhard)	207	254	315	360

Het onverharde gebied kan via Ram (=neerslagafvoermodule van Duflow) of RR (=neerslagafvoermodule van Sobek) netjes worden berekend, als functie van de tijd. Een praktische slag is de vermenigvuldiging van de hectares onverhard met een specifieke afvoercoëfficiënt van b.v. 1,5 l/s/ha en dit als continue belasting mee te nemen.

OVERSTORTKWALITEIT

Ook de kwaliteit van het overstortende water moet worden opgegeven. Zonder meetgegevens kan gebruik worden gemaakt van onderstaande defaultwaarden (tabel 4.3)

TABEL 4.3 DEFAULT RANDCONCENTRATIES PER OVERSTORTTYPE

stof	Duflow	Sobek	ovs gem. - bbb ²⁾	ovs gem. + bbb	ovs verb. gesch.	eenheid
zuurstof	O2	Cox	6,5	6,5	6,5	gO2/m ³
fijne fractie BZV uit overstort	BZV _{ovl}	CBOD5	60	33	3	gO2/m ³
grove fractie BZV uit overstort	BZV _{ovs}	CBOD5_2	40	22	2	gO2/m ³
BZV achtergrond	BZV _A	COD	0	0	0	gN/m ³
nitraat	-	NO3	0	0	0	gN/m ³
ammonium	NH4	NH4	5,5	3,0	1,6	gN/m ³
organisch stikstof ¹⁾	-	OON	0 / 5	0 / 5	0 / 1,6	gN/m ³

*1) = default 0.0 tenzij organisch stikstof en nitraat door de gebruiker wordt meegemodelleerd

*2) = ovs.gem - bbb = overstort uit gemengde stelsel zonder bergbezinkbassin

Voor gebieden met een gescheiden rioolstelsel kan dus de bovengenoemde kwaliteit worden meegenomen. Voor het onverharde gebied is dit moeilijker te bepalen, maar kan worden gekeken naar de in het oppervlaktewater voorkomende concentraties in niet, door stedelijk verhard gebied, beïnvloede gebieden.

4.4 PROCESCOËFFICIËNTEN

Uit de kalibratie die in dit project is uitgevoerd is een nieuwe set met procescoëfficiënten afgeleid, behorende bij de nieuwe set procesvergelijkingen. In onderstaande tabel zijn deze waarden weergegeven, inclusief de ranges die gehanteerd kunnen worden indien uit eigen meetgegevens blijkt dat aanpassing noodzakelijk is.

TABEL 4.4 TE HANTEREN PROCESCOËFFICIËNTEN (MET RANGES) IN TEWOR

variabele/parameter	Duflow	Sobek	default	range	unit
kroosbedekkingsgraad	Fkroos	fcod	0	0-1	-
minimale reaëratieconstante	Klmin	Klrearmin	0,2	0,06-1	m/dag
constante voor de zuurstoflimitering van NH4	Kmnit	KsOxNit	2	0,2-2	g-o2/m ³
snelheidsconstante oxidatie van NH4	Knit	RcNit	0,2	0-1	1/dag
snelheidsconstante oxidatie van BZV achtergrond	Koxa	RcCOD	0,1	0,05-0,2	1/dag
snelheidsconstante oxidatie van BZV overstortwater	Koxov	RcBOD/BOD_2	0,6	0,5-1	1/dag
constante voor de zuurstoflimitering op de oxidatie	Kmox	Ksox	1	0,2-2	g-o2/m ³
referentiewaarde zuurstof in sod model	o2ref	OOSOD	10		g/m3
productiesnelheid bzva	Pbzva	fTeworCOD	0	0	g/(m3.dag)
productiesnelheid nh4	PNH4	fTeworNH4	0	0	g/(m3.dag)
productiesnelheid o2	PO2	fTeworOXY	0	0	g/(m3.dag)
temperatuurcoëfficiënt stofoverdracht	Tkl	Tc....	1,024	1,01-1,09	-
sedimentatiesnelheid langzaam bezinkbaar	Vlangzaam	VsedCOD	0,2	0-2	m/dag
sedimentatiesnelheid snel bezinkbaar bzw	Vsnel	VsedBOD/BOD_2	30	2-150	m/dag
sediment zuurstof vraag (SZV)	SOD _{ref}	fSOD	1	0,1-4	g/(m ² .dag)

In Tewor voor Duflow is de SOD_{ref} als een plaatsafhankelijke variabele gedefinieerd. Dat heeft als voordeel dat binnen één watersysteem verschillende Sediment Zuurstofvragen (SZV's) kunnen worden opgegeven, bijvoorbeeld hoog nabij een overstort maar veel lager in een iets verder gelegen geschoonde watergang. Het betekent echter wel dat bij de invoer de SOD_{ref} bij "external variabels" moet worden opgegeven.

4.5 REGELS VOOR KALIBRATIE

Bij het kalibreren van het model moet de nodige voorzichtigheid worden betracht. Er is vaak niet echt sprake van een kalibratie omdat vaak alleen wat meetgegevens van een achtergrondsituatie bekend zijn en niet meerdere prachtige zuurstoftips na overstortingen. De aanpassing van de procescoëfficiënten moet dan ook met de nodige voorzichtigheid gebeuren, mede omdat de parameters soms ook nog eens uitwisselbaar zijn.

Indien geen goede meetgegevens voorhanden zijn, kan dus het beste met de defaultprocescoëfficiënten worden gewerkt. De productietermen die in het model zijn opgenomen voor NH_4 , BZV_5 en O_2 kunnen worden gebruikt om de gesimuleerde stabiele concentraties te laten overeenkomen met de gemeten waarden. Daarbij dient altijd de vergelijking te worden gemaakt tussen de door het model berekende vrachten en de via de productieterm opgelegde vrachten ($g/m^3/d$). Als richting zou kunnen worden gesteld dat de opgelegde vracht niet meer dan 25% van de totale vracht mag beslaan omdat anders de bekende procesvergelijkingen een dusdanig ondergeschikte rol krijgen in de effectberekening dat de onzekerheid te groot wordt (de sluitpost bepaalt dan het effect).

Het proces van kiezen van de juiste grootte van de productietermen kan op twee manieren geschieden: trail en error of beredeneerd. De trail en error is eenvoudig doordat de termen iteratief steeds iets worden aangepast. Een tweede mogelijkheid is het handmatig terugrekenen van de benodigde vracht om de balans kloppend te krijgen. In de handleiding van Tewor (bij Duflow, hfdst. 4.4) is hiervoor een methodiek aangereikt.

5

CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

5.1 CONCLUSIES

Uit de doorgevoerde aanpassingen in de procesvergelijkingen en de uitgevoerde kalibratie, mag worden geconcludeerd dat het toetsingsinstrument Tewor weer een stap verder is onderbouwd.

Er zijn een aantal structurele aanpassingen doorgevoerd in zowel de procesbeschrijvingen als in de definitie van BZV (BZV-achtergrond en twee typen BZV in het overstortwater). Er is niet meer sprake van slecht en goed afbreekbaar maar van snel en langzaam bezinkbaar BZV. Dat betekent dat bij het aanmaken van nieuwe modellen en de uitvoering van nieuwe toetsingen er even goede aandacht moet bestaan bij de in te vullen waarden!

De resultaten met de aangegeven procescoëfficiënten geven een getrouwe simulatie van het werkelijk opgetreden verloop van de zuurstofconcentraties in het oppervlaktewater van een vijver te Loenen na een overstorting. Ook een vergelijking van de oude rekenmethodiek met de nieuwe (uitgevoerd met Duflow) geeft een redelijk consistent beeld.

Ook de onderlinge vergelijkbaarheid van het toetsingsinstrument Tewor binnen de programma's Duflow en Sobek is zeer acceptabel. De zeer kleine verschillen die nog optreden zijn het gevolg van verschillen in rekenhart en interpretatie van enkele processen. Deze zullen echter geen invloed meer hebben op de Tewor-score en dus de noodzaak van het treffen van maatregelen. Dit is alleen onderzocht voor de processen bij beide modellen en niet voor bijvoorbeeld verschillende stromingscondities (stromende wateren).

5.2 AANBEVELINGEN

Met onderhavige aanpassingen van de procesvergelijkingen en de afstemming tussen het gebruik van het Tewor toetsinstrument in Duflow en Sobek, is een verdere stap gezet in de standaardisatie om een objectieve toetsing van de vele in Nederland aanwezige riooloverstorten mogelijk te maken. Het instrument is en blijft een schematisatie van de werkelijkheid. De resultaten van de toetsing moeten altijd met expertise en gebiedskennis worden bekeken om een optimaal maatregelenpakket te kunnen vaststellen. Het instrument is ook nog niet volmaakt. Uit de toepassing van het instrument zijn verschillende gewenste aanpassingen / uitbreidingen naar voren gekomen, te weten:

- Uitbreiding van de onderhavige uitgevoerde optimalisatie van procesbeschrijvingen voor de andere drie categorieën te weten: **hygiënische condities, microverontreinigingen en nutriënten**. Daarbij dient dan direct een samenwerking tussen Duflow en Sobek plaats te vinden. De wWw denkt nu reeds na over een behoefteonderzoek daaromtrent.

- Toetsing met ecologen of de **toetsingsmethodiek van Tewor** (toekennen scores en vaststellen noodzaak tot maatregelen) voldoende (maar ook niet te veel) bescherming van het ontvangende ecosysteem biedt. Dit met het oog op de komst van de Europese Kaderrichtlijn Water waar aangegeven moet worden welke bronnen het niet halen van een streefbeeld veroorzaken en of het reduceren van die bronnen tot de gewenste ontwikkelingsrichting kan leiden. Op dit moment worden vanuit de ecologie voor vele verschillende watertypen en ecologische niveaus beoordelingsmethodieken ontwikkeld en bezien moet worden of de Tewor methodiek daarin past c.q. moet gaan passen. Hierbij wordt ook verwezen naar aansluiting bij project “landelijk waterkwaliteitsspoor” dat wordt uitgevoerd onder leiding van RIOWAT.
- Nadere afstemming van te gebruiken **(hydrologische) randvoorwaarden** die het watersysteem tijdens maar zeker direct na een riooloverstort sterk kunnen beïnvloeden. Daarbij moet gedacht worden aan verversingswater zoals de afspoeling van verhard gebied via VGS of GS, onverhard stedelijk gebied, kwel, etc.
- Tegen de verwachting in, bleek er nog steeds maar een zeer beperkte meetset beschikbaar van de zuurstofhuishouding voor, tijdens en na een overstortgebeurtenis, waarbij dan ook de noodzakelijke belasting vanuit het rioolstelsel en vanuit andere bronnen beschikbaar was. Het uitvoeren van een **gerichte monitoring** is dan ook wenselijk voor verdere validatie van Tewor.
- Het is met de beschikbare meetgegevens niet mogelijk gebleken de **zuurstofinslag bij stuwen te kalibreren**. Dit is nu wel ingebouwd in de procesvergelijkingen van Sobek (niet van Duflow) maar niet getoetst op bruikbaarheid. Meetcampagnes om dit wel te kunnen doen liggen dan ook voor de hand.
- Overleg (met rioleringsdeskundigen) over **wijziging van de methodiek van T = 1, 2, 5 en 10 jaar** naar werkelijke neerslaggebeurtenissen of zelfs doorrekenen van regenreeksen.

De Werkgroep Waterkwaliteit West-Nederland wil graag een actieve rol spelen bij nieuwe ontwikkelingen op dit gebied. Enkele van de aanbevelingen zullen door de wWw worden opgepakt. Stowa en het WL zullen daarbij als mede initiatiefnemers, financiers en beheerders van de software een belangrijke rol vervullen.

6

LITERATUURVERWIJZINGEN

- Lit 1.: Tewor+ een model voor de toetsing van effecten van emissies op (stedelijk) oppervlakte-water, STOWA, 1997.
- Lit 2.: De Sobek WQ theoretical reference manager (digitaal beschikbaar onder de user interface van Sobek).
- Lit. 3: NWRW, nationale werkgroep riolering en waterkwaliteit: rapport 5.2: De vuiluitworp van gemengde rioolstelsels, en thema 10, meetgegevens van Loenen en Bodegraven, 1988.

BIJLAGE I

UITGANGSPUNTEN EXPERTSESSIE HERZIE- NING WATERKWALITEITSSPOOR

UITGANGSPUNTEN EXPERTSESSIE HERZIENING WATERKWALITEITSSPOOR

In een sessie met specialisten op het gebied van waterkwaliteit, riooloverstorten, stedelijk water, Tewor ontwikkelaars en Tewor-gebruikers is uitgediscussieerd wat de randvoorwaarden zijn waaraan de nieuwe Tewor moet voldoen, hoe deze er dan uit moet zien en wat nog nader onderzocht moet worden.

De specialisten die aanwezig waren zijn:

- Hans Aalderink, Arcadis.
- Mario Maessen, Grontmij.
- Niels Lenting, DHV.
- Joost Icke, WL.
- Pascal Boderie, WL.
- Rob van den Boomen, Witteveen+Bos.

Allereerst zijn de randvoorwaarden besproken waarbinnen de nieuwe Tewor moet functioneren. Dit betrof volgens de specialisten (deels ingegeven door de BC-leden, het plan van aanpak en het startoverleg);

- Tewor moet zowel toepasbaar zijn voor een beschrijving van de huidige, werkelijke situatie (op basis van werkelijke meetgegevens en om te toetsen of overstorten in de huidige situatie problemen geven) maar ook van een theoretische/schone situatie;
- Tewor moet zowel voor stagnante wateren als voor stromende wateren functioneel zijn;
- Tewor moet zowel onder Sobek als onder Duflow goed functioneren en de uitkomsten dienen vergelijkbaar te zijn;
- Tewor zal alleen voor de zuurstofhuishouding worden uitgewerkt. In de toekomst kan worden gezien of uitbreiding met hygiëne, nutriënten en microverontreinigingen wenselijk is.

SPECIFIEKE KEUZES/AFBAKENING

De volgende specifieke aspecten zijn met de specialisten doorgelopen om vast te stellen of er al een keuze gemaakt kon worden of dat nog nader onderzoek nodig was:

- dispersie;
- reaëratie;
- BZV;
- NH₄;
- primaire productie;
- keuze kalibratieset;
- initiële waarden.

Onderstaand worden de resultaten van de discussie kort toegelicht.

DISPERSIE

Er is een verschil in rekenhart tussen Sobek en Duflow waardoor er anders met (numerieke) dispersie omgegaan (moet) worden. Om gelijke toetsresultaten te verkrijgen is het wenselijk de variabele dispersieformule van Duflow ook in Sobek in te bouwen.

REAËRATIE

De reaëratieformulering in Tewor moet zowel voor stromende als voor stagnante wateren gelden in een bereik van 0,20-3 m waterdiepte en 0-1 m.sec⁻¹ stroomsnelheid. Windinvloed moet niet als variabele worden beschouwd. Nader literatuuronderzoek is noodzakelijk om de juiste formulering van de reaëratie te kunnen kiezen (uitgevoerd door het WL).

ZUURSTOFINSLAG BIJ STUWEN

In de zuurstofhuishouding moet het proces van zuurstofinslag bij stuwen worden opgenomen. In Duflow kan dit reeds, in Tewor nog niet. Nader literatuuronderzoek is noodzakelijk om de juiste formulering van de reaëratie vast te stellen (uitgevoerd door het WL).

BIOCHEMISCH ZUURSTOF VERBRUIK EN SEDIMENT ZUURSTOF VERBRUIK

De BZV dient anders in Tewor te worden beschouwd. Uit metingen is gebleken dat het BZV uit overstorten voor een deel binnen een uur bezinkt en dat deel dientengevolge niet meer direct bijdraagt aan de korte termijn effecten op de zuurstofhuishouding. Het zorgt wel voor een oplading van de waterbodem en dus voor een verhoogd Sediment Zuurstofverbruik (SZV). Dit heeft echter wel consequenties voor de procesbeschrijving van BZV en SZV. Omdat het meten van het SZV lastig is en vaak niet bekend, wordt gezocht naar een relatie met bijvoorbeeld organische stofgehalte of de slibdikte van de waterbodem (die vaak wel bekend is uit waterbodemonderzoek). Door Arcades en Grondijs zijn de huidige processen van Tewor tegen het licht gehouden en wordt een voorstel gedaan.

AMMONIUM

NH₄ blijft in de procesvergelijkingen omdat het voorkomt in overstortwater en een directe zuurstofvraag heeft. De beschrijving zoals deze in de huidige Tewor zit blijft gehandhaafd.

PRIMAIR PRODUCTIE

Bediscussieerd is of primaire productie in de procesbeschrijvingen moest worden meegenomen. De dagwacht dynamiek is natuurlijk wel van belang voor de uiteindelijke laagste zuurstofconcentratie maar dit vraagt wel eerst om een nadere vaststelling van de toetsingsituatie. Wanneer wordt dan een overstort op het watersysteem geprojecteerd, nacht, ochtend, middag? Voor een objectieve vergelijking levert dit te veel onzekerheid en voorgesteld wordt dit niet mee te nemen. Doordat in de procesvergelijkingen voor de zuurstofhuishouding een productieterm zit, kan een gebruiker een als externe randvoorwaarde opgelegde dag-nachtritmie aan Tewor opleggen.

KEUZE KALIBRATIESET

De verschillende beschikbare datasets in Nederland hebben de revue gepasseerd. Voor specifieke toetsing van de zuurstofinslag bij stuwen zouden datasets uit Denemarken en de VS kunnen worden gebruikt. Voor de kalibratie van de bepalende processen bij een overstortsituatie zijn echter maar weinig gegevens beschikbaar. Zo zijn metingen van Vlist beschikbaar maar daar zijn vrijwel geen O₂-dippen gemeten. Een meetset van Amsterdam is alleen

van een gescheiden stelsel en ook niet goed beschikbaar. Al met al blijft de meetreeks van Loenen van het NWRW onderzoek over. Voorgesteld wordt deze dataset te gebruiken.

INITIËLE WAARDEN

Er zal een handboek Good Modeling Practice (GMP) worden opgesteld voor Tewor waarin de inputs, outputs, coëfficiënten en kalibratie- en afregelrichtlijnen worden opgenomen.

BIJLAGE II

REAERATIE VAN ZUURSTOF

ZUURSTOF REAERATIE

THEORIE VAN GASUITWISSELING

Voor de natuurlijke uitwisseling van zuurstof (en gassen in het algemeen) tussen oppervlaktewater en de atmosfeer bestaan diverse theorieën, de twee belangrijkste zijn de "two-film" theorie en de "surface renewal" theorie.

TWO-FILM THEORY

De theorie is op diverse plaatsen goed beschreven (Liss, 1973) en gaat ervan uit dat de weerstand van een opgelost gas in water bepaald wordt door twee laminaire lagen, een in de waterfase en de ander in de luchtfase, waar het transport van gas door moleculaire diffusie plaatsvindt. De massaflux J_L ($M.L^{-2}.T^{-1}$), van het gas over het water-lucht interface is gelijk aan:

$$J_L = K_L (C_i - C_L)$$

waarin K_L de massatransport coëfficiënt in de laminaire waterfilm ($L.T^{-1}$) en C_i en C_L ($M.L^{-3}$) respectievelijk de concentratie gas op het lucht-water interface en in de bulk van het water voorstellen.

Voor de gasfase geldt op vergelijkbare wijze:

$$J_G = \frac{K_G}{RT} (p_G - p_i)$$

waarbij de p_G en p_i ($M.L^{-2}$) respectievelijk de partiële druk van het in de atmosfeer (in de bulk) en aan het atmosfeer-water interface voorstellen.

In de theorie bepaalt de som van de weerstand van de laminaire gas- en waterlaag de totale weerstand tegen gasuitwisseling van de atmosfeer naar water en vice versa. In het specifieke geval van zuurstof (dat slecht oplosbaar is en een hoge Henry constante kent) bepaalt de weerstand van de waterfase de totale weerstand tegen gas-water uitwisseling. De weerstand van de gasfase is verwaarloosbaar klein. Het zuurstoftransport wordt dus beschreven via J_L waarin de massatransport snelheid, K_L ($L.T^{-1}$) vervangen kan worden door het quotiënt van de fundamentele parameters D_L , de moleculaire diffusiecoëfficiënt van zuurstof in water ($L^2.T^{-1}$) en z_L , de dikte van de laminaire waterlaag (L):

$$K_L = \frac{D_L}{z_L}$$

Cruciale aanname in de theorie is dat er evenwicht bestaat tussen het lucht en water interface, met andere woorden dat de wet van Henry de relatie tussen opgeloste concentratie, C_i en gasdruk, p_i beschrijft ($p_i = H_c C_i$). Vanwege deze aanname is de theorie het meest geschikt voor stilstaande wateren zoals meren.

Merk op dat er volgens deze theorie een lineair verband tussen de zuurstof flux, J_L en de moleculaire diffusiecoëfficiënt van zuurstof in water, D_L bestaat.

SURFACE RENEWAL THEORY (PENETRATIE THEORIE)

Deze theorie gaat uit van "pakketjes water" die vanuit de bulkoplossing naar het interface tussen water en atmosfeer bewegen. Gedurende het verblijf aan het wateroppervlak vindt gasuitwisseling met de atmosfeer plaats. Deze theorie wordt ook wel de penetratie theorie genoemd vanwege de dynamische indringing van zuurstof vanuit een homogene start-situatie waarin de waterfase overal dezelfde opgeloste zuurstofconcentratie heeft.

Een analytische oplossing van de eendimensionale diffusievergelijking met de juiste randvoorwaarden voor zuurstof indringing geeft de massaflux J_L ($M.L^{-2}.T^{-1}$) van zuurstof over het water-lucht interface:

$$J_L = \sqrt{D_L r_L} (C_i - C_L)$$

waarin de cruciale parameter, r_L de gemiddelde vernieuwingstijd (reciproke van de verblijftijd) van een waterpakketje aan het water-atmosfeer interface voorstelt (T^{-1}). Uiteraard is r_L zeer moeilijk meetbaar en daarmee is de praktische waarde van de formulering gering. De theorie verschaft echter wél het inzicht dat de zuurstof flux evenredig is met de wortel uit de moleculaire diffusiecoëfficiënt van zuurstof in water (in de "two-film" theorie was dit verband lineair. Analoog met de two-film theorie geldt voor de massa transportcoëfficiënt:

$$K_L = \sqrt{D_L r_L}$$

Een van de eerste reaëratieformuleringen voor stromende wateren die gebaseerd is op deze theorie komt van O'Connor en Dobbins (1958). Zij poneerden dat de vernieuwingstijd, r_L een functie van de stroomsnelheid, u ($L.T^{-1}$) en de diepte, H (L) is:

$$r_L = \frac{u}{H}$$

na invullen en conversie naar SI¹ eenheden volgt de massa transportcoëfficiënt, k_L ($L.T^{-1}$) van een van de meest gebruikte reaëratie formuleringen voor stromende wateren²:

$$K_L = \sqrt{D_L r_L} = \sqrt{D_L \cdot \frac{u}{H}} = \sqrt{D_L} \cdot \frac{u^{1/2}}{H^{1/2}} = 3.93 \frac{u^{1/2}}{H^{1/2}}$$

REAËRATIE FORMULERINGEN IN DE LITERAATUUR

Er is (zeer) veel onderzoek verricht naar massa transport coëfficiënt, K_L ($L.T^{-1}$), vaak worden de resultaten geschaald naar de gemiddelde waterdiepte en gerapporteerd als de reaëratie snelheid, k_a (T^{-1}):

$$K_a = \frac{K_L}{H}$$

In dit memo wordt K_L in $m.d^{-1}$ gerapporteerd. De formuleringen zijn vaak empirisch van aard maar hebben meestal een deterministische achtergrond (gebaseerd op een van de hier beschreven theorieën).

¹ k_L ($m.d^{-1}$), H (m) en u ($m.s^{-1}$)

² door O'Conner-Dobbins zelf gepubliceerd als k_a (K_L/H)

Er bestaat een aantal referenties waarin het gedrag van bestaand formuleringen vergeleken wordt (Wilson, G.T. and N. MacLeod, 1974, Zison et al., 1978, Orlob, 1983 en Bowie et. al., 1985). Voor dit memo is in belangrijke mate gebruik gemaakt van het meest uitgebreide metrische overzicht door Orlob, 1983.

Formuleringen voor stilstaand water (meren) en estuaria zijn in dit memo buiten beschouwing gelaten. In formuleringen voor stilstaande wateren komt wind als verklarende factor voor. We achten de praktische haalbaarheid van het gebruik van windgegevens in een TEWOR toets niet groot vanwege het gebrek aan adequate windgegevens in bebouwd gebied. Voorstel is dus om het effect van wind op reaëratie constant te beschouwen.

Reaëratie bij stuwen en dammen komt in een apart memo aan bod.

De meeste formuleringen zijn gebaseerd op hydraulische parameters, het vaakst worden hiervoor diepte, H (L) en stroomsnelheid, u ($L.T^{-1}$) gebruikt.

In de jaren 70 is, vaak via statistische analyse van de vele veldmetingen, gezocht naar aanvullende hydraulische parameters die veldmetingen nog beter beschreven. Er wordt dan geprobeerd reaëratie formuleringen te baseren op parameters die zowel de *schaal* van het watersysteem (diepte, breedte etc.) als de *turbulentie* (stroomsnelheid, verhang etc.) ervan goed beschrijven. Het beste resultaat wordt bereikt als de energie dissipatie van het water meegenomen wordt. Energie dissipatie, E is evenredig met het vereffenen van een waterstandsverschil, ΔH in een bepaalde tijd (Tsivoglou, 1967):

$$E = \left(\frac{\Delta H}{t} \right)$$

met het verhang van de het water, S_w gelijk aan $\Delta H / \Delta L$ en de reistijd van het water over het traject ΔL als $\Delta L / u$ wordt bovenstaande vergelijking:

$$E = \left(\frac{\Delta H}{t} \right) = \left(\frac{S_w \Delta L}{\Delta L / u} \right) = S_w \times u$$

De laatste formulering van energie dissipatie wordt door Chadawallaer and McDonnel (1969) gebruikt. Zie tabel II.1. voor een overzicht van alternatieve parameters die in reaëratie formuleringen voorkomen.

TABEL II.1 OVERZICHT HYDRAULISCHE PARAMETERS GEBRUIKT IN REAËRATIE FORMULERINGEN OM DE TURBULENTIE VAN HET WATER TE KARAKTERISEREN

hydraulische parameter	symbool	definitie	eenheid	referentie
foudre nummer	F	u/\sqrt{gH}	-	Thackston and Krenkel (1969), Dobbins (1964)
energie dissipatie	E	$\Delta H/t$	$L.T^{-1}$	Tsivoglou (1967) en Tsivoglou and Wallace (1972 and Shindala and Truax (1980)
energie dissipatie	E'	$u.S_w.g$	$L^2.T^{-3}$	Chadwallader and McDonnel (1969) and Krenkel and Orlob (1962).
longitudinale dispersie coëfficiënt	E_L		$L^2.T^{-1}$	Krenkel and Orlob (1962)
verhang (bodem)	S_b		-	Foree (1976).

HUIDIGE FORMULERING IN TEWOR-TOETS

TEWOR berekent transport coëfficiënt k_L volgens O'Connor-Dobbins (1958) met de volgende modificaties:

- toevoeging kroosfactor, $(1-f_{\text{kroos}})$ waarin f_{kroos} het bedekkingspercentage met kroos (-) is;
- toevoeging minimale waarde voor de transportcoëfficiënt (default 0.1 m.d⁻¹).

VOORSTEL FORMULERING K_L

De literatuuroverzichten tonen aan dat geen enkele formule het beste is onder alle omstandigheden. Dat wordt deels veroorzaakt door artefacten in de veldmetingen, bijvoorbeeld veroorzaakt door zuurstofproductie door algen tijdens de meting. Ook de manier waarop de verschillende modellen in de literatuur worden geëvalueerd en beoordeeld is aan discussie onderhevig en aan uniforme methodes voor de keuze van het juiste model bij een gegeven meetset wordt gewerkt (Vargas and Lazo, 1999).

Het geldigheidsbereik van de meeste formuleringen is beperkt en dus moeten condities waaronder de formulering is afgeleid goed bekend (en gedocumenteerd) zijn. Extrapolatie buiten het geldigheidsbereik leidt tot een nog grote onzekerheid in de voorspelling van de reaëratieconstante. Dit is ook de reden dat formuleringen die afgeleid zijn voor laboratoriumcondities niet bruikbaar geacht worden voor veldcondities.

We stellen voor om twee formuleringen te implementeren en in de kalibratie fase de verdienste van beide formuleringen te vergelijken in SOBEK+ DUFLOW.

eerste optie (naar Covar, 1976):

Covar (1976) propageert het gecombineerde gebruik van de formuleringen van O'Conner en Dobbins, 1958, Owens et. al., 1964 en Churchill et. al., 1962. Het voordeel is dat de drie formules samen een groter diepte- en stroomsnelheidsbereik hebben en er dus geen extrapolatie nodig is. Bij de hier voorgestelde mengvorm wordt geen gebruik gemaakt van de formulering van Churchill et. al., 1962 omdat deze overlapt (en niet geheel consistent is met) de formulering van O'Conner. De laatste geniet de voorkeur omdat ze afgeleid is voor langzamer stromend water.

Hier wordt voorgesteld wordt een mengvorm van de formulering van O'Conner en Dobbins, 1958 (voor diepere systemen):

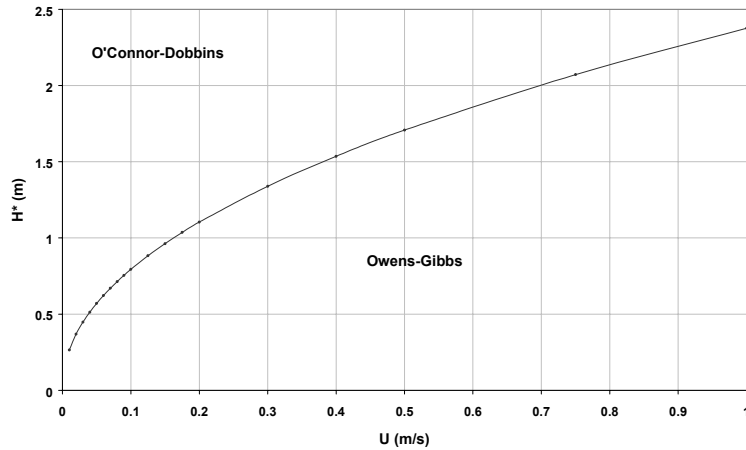
$$k_L = 3.93 \frac{u^{1/2}}{H^{1/2}}$$

en Owens et. al., 1964 voor ondiepere systemen (diepte range 0.4-1.5, breedte range 3-9m en stroomsnelheid 0.4-0.6 m/s):

$$k_L = 5.32 \frac{u^{0.67}}{H^{0.85}}$$

Om ervoor te zorgen dat de hybride vergelijking continue is wordt niet volgens een vast criterium gekozen voor een van beide vergelijkingen (bijvoorbeeld voor dieptes kleiner dan 0.6m Owens-Gibbs gebruiken) maar op basis van onderstaande afbeelding II.1. De afbeelding geeft het die combinaties van u en H waarbij beide formuleringen dezelfde k_L berekenen³. Dus als de actuele of gemodelleerde diepte (H) horend bij een stroomsnelheid (U) groter dan de berekende H^* in de afbeelding wordt O'Conner-Dobbins gebruikt, anders Owens-Gibbs.

AFBEELDING II.1 VERBAND TUSSEN STROOMSNELHEID, U EN WATERDIEPTE, H WAARBIJ REAËRATIEFORMULERINGEN VAN O'CONNOR-DOBBINS (1958) EN OWENS ET. AL. (1964) DEZELFDE REAËRATIECONSTANTE BEREKENEN

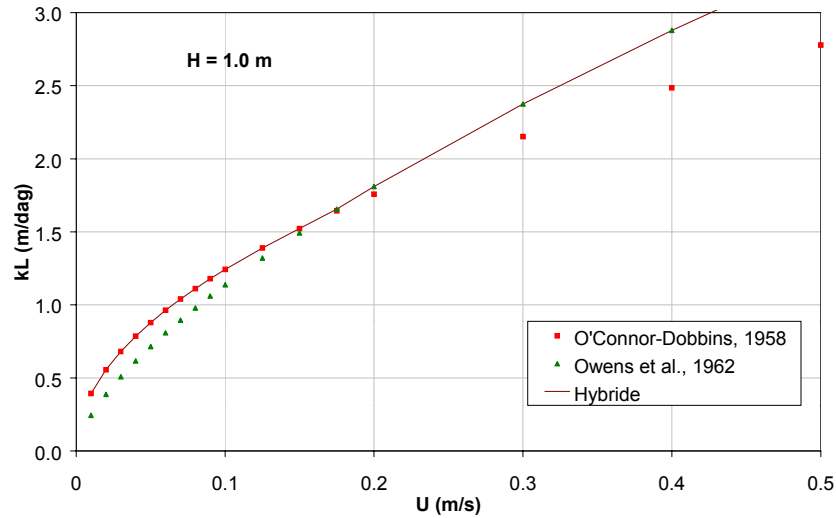


Afbeelding II.2. laat zien hoe de hybride formulering presteert. Voor een waterdiepte van 1.0m is de reaëratie snelheid, k_a (dag^{-1}) tegen stroomsnelheid uitgezet.

Te zien is dat de O'Conner-Dobbins en Owens-Gibbs formuleringen voor deze diepte bij stroomsnelheden van ongeveer 0.18 m/s dezelfde k_a -waarde berekenen. De hybride formulering volgt O'Conner-Dobbins voor lagere stroomsnelheden en Owens-Gibbs voor hogere stroomsnelheden (zie afbeelding II.2.). Voor andere diepten ligt dit omslagpunt elders (zie afbeelding II.1).

$$^3 H^* = \left(\frac{3.93}{5.32} \cdot H^{0.35} \right)^6$$

AFBEELDING II.2 REAËRATIE SNELHEID, K_L (M.DAG⁻¹) ZOALS BEREKEND MET DE VOORGESTELDE HYBRIDE FORMULERING BIJ EEN WATERDIEPTE VAN 1.0M. AFHANKELIJK VAN DE STROOMSNELHEID WORDT DE FORMULERING VAN O'CONNOR-DOBBINS ($U < 0.18 \text{M.S}^{-1}$) OF OWENS ET. AL. ($U > 0.18 \text{M.S}^{-1}$)



tweede optie Tsivoglou and Neal (1976)

De oorspronkelijke formulering van Tsivoglou and Wallace, 1972 en Tsivoglou en Neal (1976) is door Shindala and Truax, 1980 enigszins gewijzigd. De gebruikte indicatoren voor turbulentie van het water zijn het waterverhang, $S_w(L.L^{-1})$ en de stroomsnelheid, u :

$$k_L = C \times S_w \times u \times H$$

$$C = 0.23 \quad \text{als } Q \leq 0.1 \text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

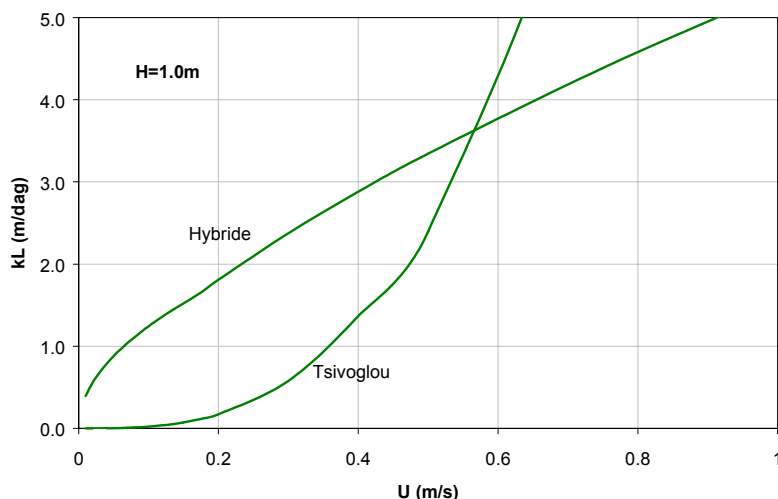
$$C = 0.175 \quad \text{als } 0.1 < Q < 3 \text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

$$C = 0.157 \quad \text{als } Q \geq 3 \text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

Waarin C een constante (L^{-1}), S_w het verhang van de waterstand en u de stroomsnelheid, de constante, C is afhankelijk van het debiet, $Q(\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1})$.

In afbeelding II.3. zijn de hybride formulering en de formulering van Tsivoglou vergeleken voor een waterloop met een diepte van 1m. Hierbij is met behulp van de Manning vergelijking voor de geldende stroomsnelheid het verhang berekend. Daarbij is aangenomen dat de waterloop 5m breed en rechthoekig van vorm is en er is de ruwheid voor de Manning coëfficiënt $0.03(\text{s} \cdot \text{m}^{-1/3})$.

AFBEELDING II. 3 VERGELIJKING VAN BEREKENDE K_L ($M.D^{-1}$) DOOR DE VOORGESTELDE FORMULERINGEN (HYBRIDE EN TSIVOGLOU) VOOR EEN RECHTHOEKIGE WATERLOOP VAN 5M BREED, 1M DIEP MET EEN MANNING COEFFICIENT VAN 0.03 $S.M^{-1/3}$



De Tsvoglou vergelijking voorspelt voor lage stroomsnelheden aanzienlijk lagere waarden dan de hybride O'Connor-Owens vergelijking. Voor een diepte van 1.0m zoals in afbeelding II.3. ligt het omslagpunt bij 0.5 m/s. De vergelijking van Tsvoglou is ongevoelig voor waterdiepte, dus de curve zoals in afbeelding II.3. geldt ook voor andere waterdiepten terwijl de hybride formulering lagere K_L waarden berekend voor diepere watersystemen.

IMPLEMENTATIE

Implementatie van de hybride formulering en de formulering van Tsvoglou and Neal, 1976 voor de berekening van K_L .

Daarnaast zal conform de huidige TEWOR toets een minimale waarde voor K_L geïntroduceerd worden. Voorstel is om een waarde van 0.2 m.d^{-1} te gebruiken.

Verder wordt ook conform de huidige TEWOR toets de kroosfactor ($1-f_{\text{kroos}}$) geïmplementeerd. Tenslotte stellen we voor om de temperatuurcorrectie die momenteel in Sobek, DufLOW en TeWOR gebruikt wordt aan te passen. Een hogere temperatuur leidt in de huidige formuleringen tot een hogere reaëratiecoëfficiënt (temperatuur correctie is $\theta T-20$, waarbij $\theta < 1.016-1.024 >$). Metzger (1968) toont echter aan dat de gebruikte temperatuurcoëfficiënt afneemt met toenemende K_L . Voor $K_L > 0.5$ is θ praktisch gelijk aan 1 en is er dus geen effect meer van de temperatuur rechtstreeks op de reaëratie coëfficiënt (nog wel op de oplosbaarheid van zuurstof). Het voorstel is derhalve om voor K_L waarden groter dan 0.5 m.dag^{-1} geen temperatuurcorrectie toe te passen.

REFERENTIES

Bowie, G.L., Mills, W.B., Porcella, D.B., Campbell, C.L., Pagenkopf, J.R., Rupp, G.L., Johnson, K.M., Chan, P.W.H., Gherini, S.A. and C.E. Chamberlin, *Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modelling (Second Edition)*, EPA/600/3-85/040, Environmental Protection Agency, Athens, GA, June 1985.

Cdwallader, T.E. and A.J. McDonnell, 1969. A multivariate analysis of reaeration data: Water Research, Pergamon Press, Oxford, England, V. 2, pp 73-742.

Churchill, M.A., H.L. Elmore y R.A. Buckingham, "The Prediction of Stream Reaeration Rates." *Journal of Sanitary Engineering Div., ASCE*, 88(4). (1962).

- Covar, A.P., 1976. Selecting the proper reaeration coefficient for use in water quality models, presented at the U.S. EPA conference on environmental simulation and modelling. April 19-22, Cincinnati, Ohio.
- Dobbins, W.E., "BOD and OXYGEN Relationships in Streams," *J. San. Eng. Div., ASCE*, 90(SA3) 53-78, Jun 1964.
- Foree, E.G., 1976. Reaeration and velocity prediction for small streams , (update); *Journal of Environmental Engineering Division, ASCE*, EE5.
- Krenkel, P.A. and Orlob, G.T., "Turbulent Diffusion and the Reaeration Coefficient," *J. San. Eng. Div., ASCE*, 88(SA2) 53, Mar 1962.
- Liss, 1973. Processes of gas exchange across an air-water interface, *Deep Sea Research*, Vol. 20 1973 pp. 221-238.
- Metzger, I., "Effects of Temperature on Stream Aeration," *J. San. Eng. Div., ASCE*, 94(SA6) 1153-1159, Dec 1968.
- O'Connor, D.J. y W.E. Dobbins, "Mechanism of Reaeration in Natural Streams". *ASCE Transactions*. Paper N_ 2934. (1958).
- Owens, M., R.W. Edwards, and J.W. Gibbs, 1964. Some reaeration studies in streams. *Int. J. Air and Water Pollution* 8: 641.
- Orlob, G.T., ed., *Mathematical Modeling of Water Quality: Streams, Lakes, and Reservoirs*. John Wiley and Sons, New York, 1983.
- Rathbun, R.E., "Reaeration coefficients of streams: state-of-the-Art." *Journal of Hydraulics Div., ASCE*, 103(4). (1977).
- Shindala, A. and D.D. Truax, 1980. Reaeration characteristics of small streams, *Engineering and Industrial Research Station., Mississippi State University, Mississippi*.
- Thackston, E.L. and Krenkel, P.A., "Reaeration Predictions in Natural Streams," *J. San. Eng. Div., ASCE*, 95(SA1) 65-94, 1969.
- Tsivoglou, E.C. and L.A. Neal, 1976. Tracer measurements of reaeration: 3. Predicting the reaeration coefficient of inland streams *J. Wat. Pollution Control Federation* vol 48 no 12 pp 2669-2689.
- Tsivoglou, E.C., 1967. Tracer measurement of stream reaeration, *Federal Water Pollution Control Administration, Washington, D.C.*, pb-229 923.
- Tsivoglou, E.C. and J.R. Wallace, 1972. Characterisation of stream reaeration capacity, EPA-R3-72-012, Prepared for Office of Research and Monitoring, U.S. EPA, Washington D.C.
- Vargas , Josè Baecheler and Oscar Link Lazo, 1999. Evaluation of water quality modelling parameters: reaeration coefficient. Internet.
- Wilson, G.T and N. MacLeod, 1974. A critical appraisal of empirical equations and models for the prediction of the coefficients or reaeration of deoxygenated water. *Water Research*, Vol. 8, pp. 341-366

BIJLAGE III

ZUURSTOFINSLAG BIJ STUWEN

ZUURSTOF INSLAG BIJ STUWEN

THEORIE

Reaeratie bij stuwen verbetert de waterkwaliteit benedenstrooms, vanuit die belangstelling is in de zestiger jaren in de Verenigde Staten en in Engeland veel onderzoek gedaan naar zuurstof inslag bij lage dammen. Zuurstof inslag bij kunstwerken ontstaat door een geïntensiveerd contact tussen lucht en water als gevolg van energieverlies over de stuw. De grootste procentuele verandering van de opgelost zuurstof concentratie gebeurt aan de voet van de stuw (Gameson, 1957).

Historisch wordt de reaeratie bij stuwen en dammen beschreven gerelateerd aan de valhoogte van het water. In meer universeel toepasbare formuleringen wordt daarnaast ook nog rekening gehouden met een combinatie van andere factoren zoals: temperatuur van het water, de kwaliteit van het water, het debiet over de stuw, waterdiepte achter de stuw en kenmerken van de stuw zoals afmeting, vorm en het constructiemateriaal.

Vrijwel alle literatuur (Mastropietro, 1968 uitgezonderd) gaat ervan uit dat bij een stuw het bovenstroomse zuurstof deficit (verzadigingsconcentratie minus actuele zuurstofconcentratie) voor een deel opgeheven wordt als gevolg van de zuurstof inslag. Daartoe wordt de zuurstof-deficit-ratio gebruikt die als volgt gedefinieerd is:

$$r = \frac{C_S - C_A}{C_S - C_B}$$

vergl. 1

waarin C_S de verzadigingsconcentratie van zuurstof en C_A en C_B respectievelijk de concentratie zuurstof boven- en benedenstrooms voorstellen (mg.L^{-1}).

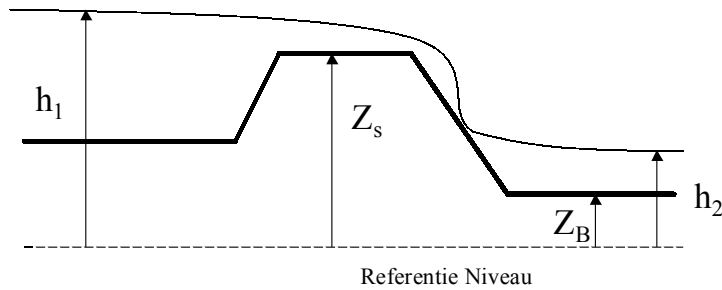
Gameson (1957) ontwikkelde de volgende veel geciteerde empirische formulering voor de zuurstof deficit ratio:

$$r_{\text{Gameson}} = 1 + 0.38.a.b.h(1 - 0.11h).(1 + 0.046T)$$

vergl. 2

waarin a de waterkwaliteitsfactor (-), b de damreaëratiecoëfficiënt van het kunstwerk, h het waterstandsverschil (h_1-h_2) over de stuw (m) en T de watertemperatuur ($^{\circ}\text{C}$), zie ook afbeelding III.1. Gegeven de bovenstroomse zuurstofconcentratie kan met behulp van de twee bovenstaande vergelijkingen de benedenstroomse zuurstof concentratie, C_B worden berekend.

AFBEELDING III.1 WATERSTAND RONDOM EEN STUW (SCHEMATISCH).

WATERSTANDSVERSCHIL (H) = $H_1 - H_2$, EN OVERSTORTHOOGTE = $H_1 - Z_s$, DIEPTE = $H_2 - Z_b$ 

Voor de empirische waterkwaliteitsfactor (a) worden door Gameson (1957) waarden tussen 0.6 (sterk verontreinigd) en 1.8 (schoon water) voorgesteld. Het is niet duidelijk waarop de indeling in verontreinigingsklassen van Gameson gebaseerd is (wordt geverifieerd zodra het artikel van Gameson in ons bezit is). In tabel III.1. is, ter illustratie, een voorstel gedaan om de verontreinigingsklasse aan een BOD concentratie te koppelen.

TABEL III.1 FACTOR 'A' UIT VERGELIJKING 2 VOOR VERSCHILLENDE GRADATIES VAN WATERVERONTREINIGING EN DE VOORGESTELDE TYPENDE WAARDE VOOR BOD (MG/L)

typering waterverontreiniging	factor a	BOD
schoon water	1.8	≤ 1
licht verontreinigd	1.6	< 2
gemiddeld verontreinigd	1.0	< 4
sterk verontreinigd	0.6	< 8

Discussie a-factor

Sterk verontreinigd water heeft een kleine a -waarde en geeft dus een kleinere r -waarde en daarmee een kleinere zuurstofconcentratie benedenstrooms (C_B)! Het lijkt erop dat Gameson in het geval van vuil water, een deel van de ingeslagen zuurstof kwijtraakt. Oxidatie van BOD lijkt niet waarschijnlijk gezien de korte tijd die beschikbaar is voor oxidatie (als Gamesons experiment correct is uitgevoerd). Een snelle chemische oxidatie gereduceerde stoffen die bij (sterk) vervuild water voorkomen lijkt meer voor de hand te liggen.

Butts et. al. (1983) onderzochten reeratie bij 54 kleine dammen en stuwen in Illinois en bepaalden voor elk kunstwerk de damreaëratiecoëfficiënt (b). De dammen konden in 9 categorieën (zie Tabel 2) worden ingedeeld met voor elke categorie een kenmerkende b -waarde, variërend van 1.05 voor een scherpe stuwkruin tot 0.6 voor een rondvormige stuwkruin.

TABEL III.2 FACTOR 'B' (KARAKTERISTIEK KUNSTWERK) VOOR DIVERSE KUNSTWERKEN

weir type (UK)	type kunstwerk (NL)	factor 'b'
flat broad-crested regular step	vlakke brede overlaat met verticale kant in regelmatige stappen	0.70
flat broad-crested irregular step	vlakke brede overlaat met verticale kant in onregelmatige stappen	0.80
flat broad-crested vertical face	vlakke brede overlaat met verticale kant	0.80
flat broad-crested straight slope face	vlakke brede overlaat met rechte helling kant	0.90
flat broad-crested curved face	vlakke brede overlaat met convex gekromde helling kant	0.75
round broad-crested straight slope face	rondvormige brede overlaat met rechte helling kant	0.60
sharp-crested straight slope face	scherpe overlaat met rechte helling kant	1.05
sharp-crested vertical face	scherpe overlaat met verticale kant	0.80
sluice gates with submerged discharge	verdrongen onderleider	0.05

Merk op dat het debiet over het kunstwerk en de waterdiepte achter de stuw niet voorkomen in de formulering van Gameson terwijl deze twee variabelen wel van belang worden geacht (Butts et al., 1983). Er worden twee alternatieve formuleringen in de literatuur aangehaald waar deze parameters wél in voorkomen, te weten Mastropietro (1968) en Nakasone (1975). Van de eerste is de referentie lastig te achterhalen en bovendien wordt er in het literatuuroverzicht door Bowie et al. (1985) niet naar verwezen.

De volgende formule van Nakasone (1975) is mogelijk een alternatief voor vergelijking 2.

$$\log(r_{Nakasone}) = 0.0675h^{1.28} \cdot \left(\frac{Q}{W_z} \times 3600 \right)^{0.62} \cdot (h_2 - Z_B)^{0.439}$$

vergl. 3

Waarin Q staat voor het debiet over de stuw ($m^3 \cdot s^{-1}$), W_z voor de kruinbreedte en Z_B voor het bodemniveau achter de stuw, $h_2 - Z_B$ is dan de waterdiepte achter de stuw (m).

Merk op dat vergelijking 3 geen onderscheid maakt tussen verschillende hydraulische structuren terwijl bekend is dat de reaeratie in hoge mate afhankelijk is van de geometrie ervan. Ook de afhankelijkheid van de watertemperatuur en de waterkwaliteit ontbreken.

In afbeelding III.3. is een eerste aanzet gegeven om beide formuleringen te vergelijken. Dat is gedaan voor drie situaties:

constante overstorthoogte en valhoogte: Door het bodemniveau achter de stuw te laten afnemen neemt bij gelijkblijvende h de diepte achter de stuw toe. Te zien is dat de formule volgens Gameson (r is geen functie van diepte) inderdaad constante r en C_b waarden berekend terwijl volgens de vergelijking van Nakasone r en C_b toenemen bij toenemende diepte⁴. De verschillen zijn echter vrij klein.

constante overstorthoogte en bodemniveau achter de stuw: Door de waterstand achter de stuw, h_2 te laten toenemen bij constant bodemniveau neemt de diepte achter de stuw toe en neemt tegelijkertijd de valhoogte en daarmee het waterstandsverschil, h af. De Gameson vergelijking voorspelt door de afname van h een afname van de zuurstofinslag. In de vergelijking van Nakasone leidt de afname van h ook tot een afname van de zuurstofinslag maar tegelijkertijd leidt de toename van de waterdiepte tot een toename van de zuurstofinslag, het gecombineerde effect is echter precies even groot als dat in de Gameson vergelijking. De verschillen tussen beide vergelijkingen zijn in deze situatie dan ook nihil.

constante diepte: Door alleen de overstorthoogte te veranderen blijft de diepte achter de stuw gelijk. Het waterstandsverschil, h neemt toe maar het effect daarvan is zeer gering omdat h voor het grootste gedeelte bepaald wordt door de valhoogte (0.4m) en veel mindere mate door de overstorthoogte. De formule van Gameson reageert dan ook nauwelijks op de toename. De sterke toename van de zuurstofinslag berekend met formulering van Nakasone is het gevolg van de toename van het debiet, Q als gevolg van de toegenomen overstorthoogte.

VOORSTEL

Er bestaat geen formulering waarin alle belangrijke parameters (h , T , a , b , Q en waterdiepte) samen voorkomen. Vergelijking 2 is breed geaccepteerd en lijkt goed te voldoen. Omdat de vergelijking is afgeleid voor een groot aantal zeer verschillende stuwen is ze wellicht niet de optimale formulering voor één type stuw onder variabele condities. Volgens STOWA (1999) is de zuurstofinbreng met vergelijking 2 onvoldoende wanneer de valhoogte en het bovenstroomse deficit klein zijn. Vergelijking 3 is in zulke situaties wellicht beter bruikbaar omdat de vergelijking via het debiet veel gevoeliger is voor kleine toenames van de overstorthoogte.

De vergelijking die in dit memo uitgevoerd is (zie afbeelding II.3.) laat zien dat beide formuleringen in bepaalde situaties goed overeenstemmen. Daarom is een hybride formulering waarin het effect van watertemperatuur (T), waterkwaliteit (a), en damreaëratiecoëfficiënt (b), conform vergelijking 2 in vergelijking 3 opgenomen worden een optie. De hybride formulering ziet er als volgt uit:

$$r_{Hybride} = \left[(r_{Nakasone} - 1) \times a \times b \times (1 + 0.02(T - 20)) \right] + 1$$

vergl. 4

Binnen SOBEK kan worden geëvalueerd of vergelijking 2, 3 of 4 de beste resultaten geeft in overstort situaties.

⁴ Beide formules zijn dus fundamenteel verschillend. Gameson gaat bij constante valhoogte uit van een constante zuurstofinslag (in massa/tijd). De benedenstroomse diepte heeft geen invloed op de zuurstofinslag, r en C_b . Bij Nakasone neemt de zuurstof inslag iets toe als de watediepte benedenrooms groter is. Blijkbaar geldt echter dat hoe meer water er beschikbaar is, hoe meer zuurstof er opgenomen kan worden.

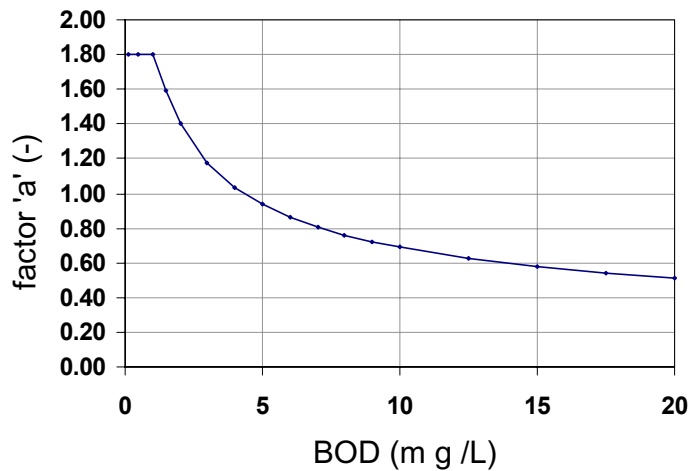
Het is niet wenselijk dat de gebruiker de verontreinigingsgraad van het water (factor 'a') voor elke stuw in een modelschematisatie moet schatten op basis van Tabel 1. Bovendien is de waterkwaliteit niet constant, juist ten tijde van overstorten neemt de verontreinigingsgraad kortstondig toe. Voorgesteld wordt om de factor 'a' te berekenen op basis van de gemodelleerde BZV (BOD) concentratie. In Tabel 1 zijn hiertoe aan de vier klassen voor de waterkwaliteit typerende waarden voor BOD gesuggereerd. Deze klassengrenzen kunnen onderdeel van discussie zijn.

De volgende formule legt het verband tussen factor 'a' en de BOD-concentratie, zie ook afbeelding III.2.

$$a = \text{Min}\left(\frac{1.90}{BOD^{0.44}}, 1.80\right)$$

vergl. 5

AFBEELDING III.2 FACTOR 'A' ALS FUNCTIE VAN BOD CONCENTRATIE VOLGENS VERGELIJKING 4



IMPLEMENTATIE

Implementatie vindt plaats door de hoeveelheid zuurstof, L ($M.T^{-1}$) die nodig is om benedenstrooms een concentratie C_B te bereiken als volgt te schatten:

$$L = \frac{(C_B - C_B^*) \times V}{\Delta t}$$

vergl. 6

waarin V het volume van het segment in de modelschematisatie benedenstrooms van de stuw (L^3), Δt de tijdstap van de berekening (T), C_B^* de door SOBEK berekende zuurstofconcentratie uit de vorige tijdstap ($M.L^{-3}$) en C_B de zuurstofconcentratie benedenstrooms na aanvulling van een deel van het bovenstrooms deficit. C_B volgt na herschrijven van vergelijking 1:

$$C_B = \frac{1}{r} (C_S (r - 1) + C_A)$$

vergl. 7

De gebruiker kiest middels een switch of de zuurstof-deficit-ratio met vergelijking 2 of met vergelijking 4 berekend wordt. Vergelijking 3 kan worden gesimuleerd door in vergelijking 4 a, b en c gelijk aan 0 te kiezen.

Bij implementatie dient gecontroleerd te worden of er water over de stuw stroomt ($h_1 \geq Z_s$) en dat de stuw niet verdronken is ($Z_s \geq h_2$).

Factor 'a' wordt berekend met behulp van vergelijking 5.

Factor 'b' volgt uit het user-interface van SOBEK. SOBEK kent behalve de kruinhoogte (z_s) en kruinbreedte (Wz) geen karakteristieken van een stuw (weir of universal weir). Voor keuze van de juiste 'b'-factor t.b.v. reaeratie zouden de volgende kunstwerkeigenschappen in het user-interface toegevoegd kunnen worden (b.v. onder 'weir'-'general'):

- *lengte*⁵ van de kruin (breed of scherp⁶);
- *vorm* van de kruin (voor brede dammen: rond of vlak, scherpe dam altijd vlak);
- *zijde* benedenstrooms van de dam (verticaal of helling, bij verticaal onderscheid tussen
- glad/stapsgewijs en voor stapsgewijs weer regelmatig/onregelmatig);
- *vorm* van de *helling* (recht of gekromd-convex).

Op basis van deze eigenschappen wordt dan de factor 'b' aan de waterkwaliteitsmodule doorgegeven. Een eenvoudigere oplossing kan zijn om rechtstreeks de factor 'b' als eigenschap van een kunstwerk in SOBEK op te geven.

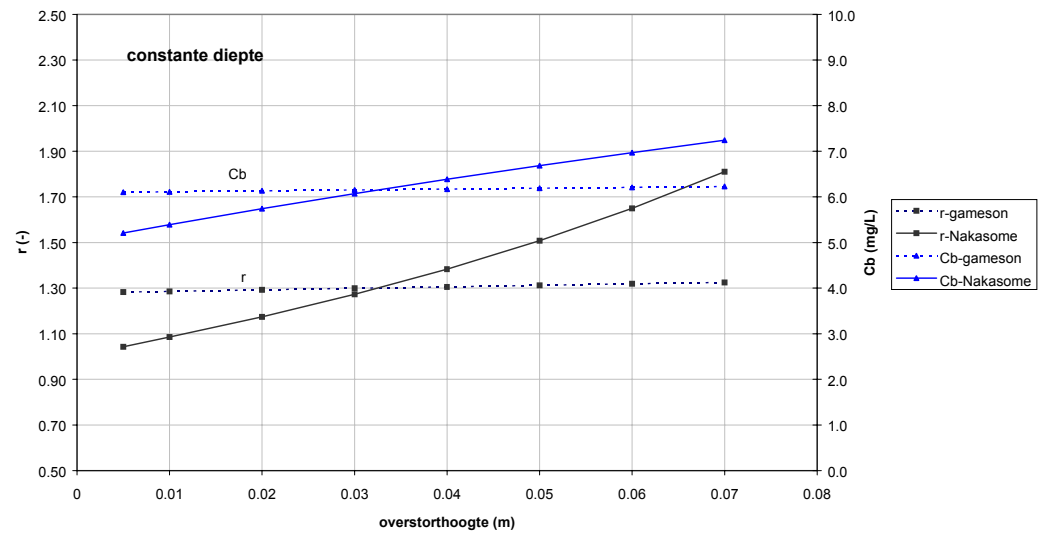
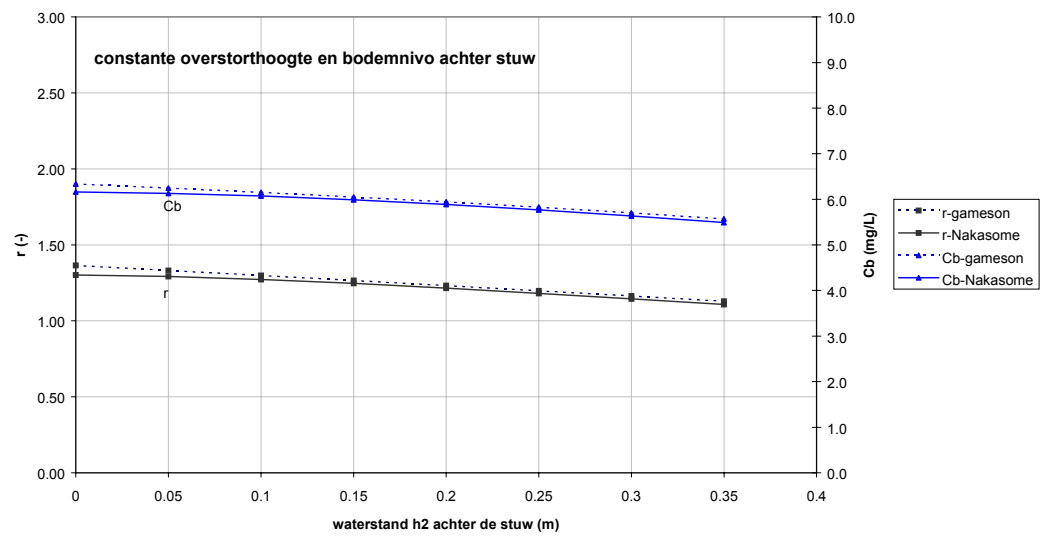
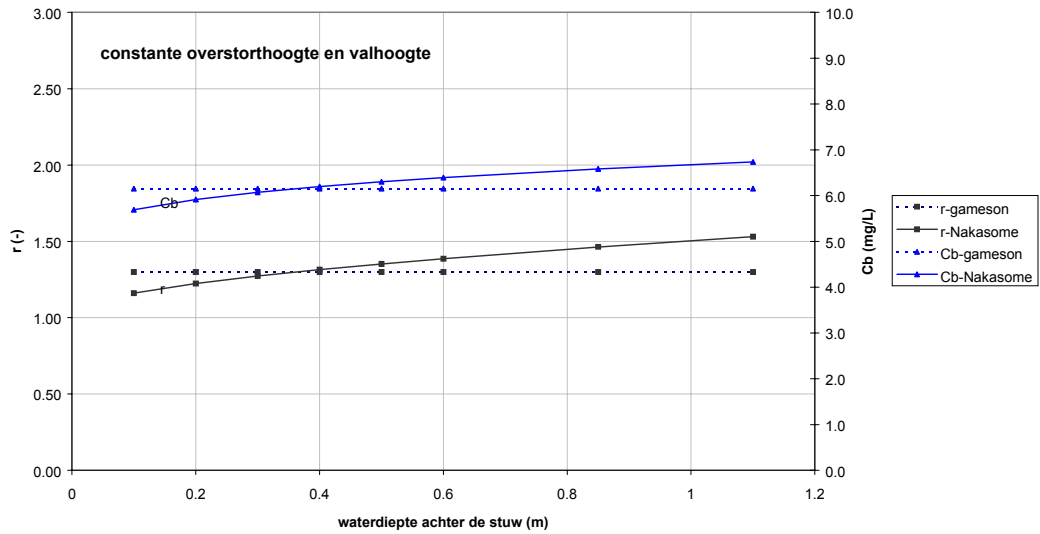
TAV DUFLOW

- fout in handleiding formule 27 moet zijn: $I(0,t) = 1 - [1 + 0.36 \dots]^{-1}$;
- fout in vertaling van stuwtype sharp-crested vertical face, moet zijn scherpe overlaat met verticale
- kant en niet 'scherpe overlaat; V-vormig' (?).

⁵ afmeting in stroomrichting

⁶ in de Hyman manual hoofdstuk 8 wordt naast 'broad' onderscheid gemaakt tussen 'sharp' en 'short'.

AFBEELDING III.3 VERGELIJKING FORMULERING BUTTS ET. AL. 1983 (VERGELIJKING 2) EN NAKASONE, 1975 (VERGELIJKING 3) VOOR EEN STUW. $Z_s = 0.5M$, $W_z=3M$, $T=20^\circ C$, $A=B=1$, $C_s=1-MG/L$, $C_r=5 MG/L$ EN Q WORDT BEREKEND UIT DE OVERSTORTHOOGTE ($H1-ZS$) EN DE ALGEMENE AFVOERRELATIE VOOR OVERLATEN (CULTUURTECHNISCH VADEMECUM)



REFERENTIES

Bowie, G.L., Mills, W.B., Porcella, D.B., Campbell, C.L., Pagenkopf, J.R., Rupp, G.L., Johnson, K.M., Chan, P.W.H., Gherini, S.A. and C.E. Chamberlin, Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling (Second Edition), EPA/600/3-85/040, Environmental Protection Agency, Athens, GA, June 1985.

Butts T. A, Asce, M and R.L. Evans. 1983. Small stream channel dam aeration characteristics. Journal of Environmental Engineering. Vol. 109(3) p. 555-573.

A. H. L. Gameson, 1957. Weirs and Aeration of rivers. Journal of the Institution of Water Engineers. Vol. 6 (11) p. 477-490.

M.A. Mastropietro. Effects of dam aeration on waste assimilation capacities of the Mohawk river. Proceedings of the 23rd industrial waste conference. Part Two Engineering Extension Series No. 132 Purdue University Lafayette Ind. 1968 pp 754-765.

H. Nakasone, 1975. Derivation of aeration equation and its verification study on the aeration at falls and spillways. Transactions J.S.I.D.R.E. pp 42-48.

Stowa, 1999. Duflow Procesbeschrijvingen (versie 3 inclusief PC-Lake). Hoofdstuk 3 Zuurstofhuishouding in stromende en stagnerende wateren.

BIJLAGE IV

TEWOR PROCESVERGELIJKINGEN

VOOR DUFLOW

```

/*****/
/* Zuurstof en stikstof                                     */
/* Afbraak en bezinking van BZV, reaeratie, nitrificatie van ammonium, */
/* Voorvereisten: geen.                                     */
/*****/
water  BZVovl      [  0.0 ]  g-O2/m3 ; langzaam bezinkbaar BZV in overstortwater
water  BZVovs      [  0.0 ]  g-O2/m3 ; snel bezinkbaar BZV in overstortwater
water  BZVa        [  4.0 ]  g-O2/m3 ; achtergrondconcentratie BZV
water  O2          [  5.0 ]  g-O2/m3 ; zuurstof
water  NH4         [  0.75 ]  g-NH4/m3 ; Ammonium

bottom mino2      [ 10.0 ]  g-O2/m3 ; minimum concentration O2
bottom o2below3   [  0.0 ]  min.   ; time concentration O2 below 3 mg/l
bottom o2below4   [  0.0 ]  min.   ; time concentration O2 below 4 mg/l
bottom o2below5   [  0.0 ]  min.   ; time concentration O2 below 5 mg/l

parm   Vsnel      [ 30.0 ]  m/dag  ; sedimentatiesnelheid snel bezinkbaar BZV
parm   Vlangzaam [  0.2 ]  m/dag  ; sedimentatiesnelheid langzaam bezinkbaar BZV
parm   Koxov      [  0.6 ]  1/dag  ; snelheidsconstante voor de oxidatie van BZV
overstortwater
parm   Koxa       [  0.1 ]  1/dag  ; snelheidsconstante voor de oxidatie van BZV
achtergrond
parm   Kmox       [  1.0 ]  g-O2/m3 ; constante voor de zuurstoflimitering op de
oxidatie
parm   Kmnit      [  2.0 ]  g-O2/m3 ; constante voor de zuurstoflimitering van NH4
parm   KLmin      [  0.2 ]  m/dag   ; minimale reaeratieconstante
parm   Knit       [  0.2 ]  1/dag   ; snelheidsconstante voor de oxidatie van
NH4
parm   Pbzva      [  0.0 ]  g/(m3.dag) ; Productiesnelheid BZVa
parm   Pnh4       [  0.0 ]  g/(m3.dag) ; Productiesnelheid NH4
parm   Po2        [  0.0 ]  g/(m3.dag) ; Productiesnelheid O2
parm   o2ref      [ 10.0 ]  g/m3     ; Referentiewaarde zuurstof in SOD model
parm   fkroos     [  0.0 ]  -         ; Kroosbedekkingsgraad
parm   TKl        [ 1.024 ]  -         ; Temperatuurcoefficient stofoverdracht
parm   T          [ 18.0 ]  oC        ; Watertemperatuur

xt  SODref       [  1.0 ]  g-O2/(m2.dag) ; referentiewaarde SOD

```



```

/* oxidatie BZV*/
OxOvl      = Koxov*(O2/(O2 + Kmox))*BZVovl;
OxOvs      = Koxov*(O2/(O2 + Kmox))*BZVovs;
OxA        = Koxa*(O2/(O2+Kmox))*BZVa;

/* Reaeratie */
OS=14.652-0.41022*T+0.007991*T*T-0.000077774*T*T*T;

if (u < (0.74 * z^0.35)^6)
{
  /* O'Connor Dobbins */
  Kl = 3.93 * abs(u/z)^0.5;
}
else
{
  /* Owens-Edwards-Gibb */
  Kl = 5.32 * u^0.67 / z^0.85;
}

Kl = max(Klmin,Kl);

if (Kl <= 0.5)
{
  Kl = Kl * TKl ^ (T-20);
}

Rear      = Kl * (Os - O2) * (1 - fkroos) / z;

/* Nitrificatie */
nitrif    = Knit * (O2/(O2+Kmnit)) * NH4;

/* SOD */
SODDUFLOW = SODref * ( O2 / O2ref)^0.5 / z;
/*SOD      = SODref/z;*/
SOD       =SODref*O2/(O2ref*z);

/* BZV */
k0(BZVovl) = - (Vlangzaam/z) * BZVovl - OxOvl;
k0(BZVovs) = - (Vsnel/z) * BZVovs - OxOvs;
k0(BZVa)   = - OxA + Pbzva;
BZV5tot= BZVa + BZVovl + BZVovs;

/* NH4 */
k0(NH4)    = - nitrif + Pnh4;

/* Zuurstof */
k0(O2)     = Rear - OxOvl/(1-exp(-5*Koxov)) - OxOvs/(1-exp(-5*Koxov)) - OxA/(1-exp(-
5*Koxa)) - 4.57*nitrif - SOD + Po2;

```

```

/* Berekening minimale o2 concentratie */
if (O2 < mino2)      { k0o2 = (o2-mino2)/dtd;}
else                 { k0o2 = 0;}
k0(mino2) = k0o2;

/* Berekening duur O2 onder 5, 4 en 3 mg/l */
below5 = 0;
below4 = 0;
below3 = 0;
if (O2 < 5)
{
  below5 = 1440;
  if (O2 < 4)
  {
    below4 = 1440;
    if (O2 < 3)
    {
      below3 = 1440;
    }
  }
}
k0(o2below3) = below3;
k0(o2below4) = below4;
k0(o2below5) = below5;

/* Berekening TEWOR score */
if (o2below3 > 1440)
{
  if (mino2 < 1)    { scoreo2 = 10;}
  else if (mino2 < 2) { scoreo2 = 7;}
  else if (mino2 < 3) { scoreo2 = 4;}
  else if (mino2 < 5) { scoreo2 = 1;}
}
else
{
  if (mino2 < 1)    { scoreo2 = 9;}
  else if (mino2 < 2) { scoreo2 = 6;}
  else if (mino2 < 3) { scoreo2 = 3;}
  else if (mino2 < 5) { scoreo2 = 1;}
}

```


BIJLAGE V

TEWOR PROCESBESCHRIJVINGEN

VOOR SOBEK

HORIZONTAL DISPERSION PROCESS: HORZDISPER

chapter 4 (version 1, 26-03-2003), refers to routine HDISP

author: Annette Kuin

Horizontal dispersion can be divided into constant background dispersion and variable dispersion that depends on flow characteristics. This process calculates the variable component. Constant background dispersion is supplied to the water quality module separate from this process. The summation of the constant and variable dispersions takes place outside of this process as well.

$$D_{ht} = D_{h0} + D_h$$

with:

D_{ht} = total horizontal dispersion ($\text{m}^2.\text{sec}^{-1}$)

D_{h0} = constant horizontal background dispersion ($\text{m}^2.\text{sec}^{-1}$)

D_h = variable horizontal dispersion ($\text{m}^2.\text{sec}^{-1}$)

IMPLEMENTATION

The process horzdisper has been implemented for 1D schematisations.

The process has been implemented for all active substances.

Table I provides the definitions of the parameters occurring in the formulations.

Formulation

Variable dispersion has been formulated as a function of several flow characteristics:

$$D_h = f_{dis} \times \left[\frac{v \times w^2 \times Ch}{H \times \sqrt{g}} \right]$$

with:

D_h = variable horizontal dispersion ($\text{m}^2.\text{sec}^{-1}$)

f_{dis} = horizontal dispersion constant (-)

v = velocity ($\text{m}.\text{s}^{-1}$)

w = flow width (m)

Ch = chézy coefficient ($\text{m}^{0.5}.\text{s}^{-1}$)

H = depth of water column (m)

g = acceleration of gravity ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$)

DIRECTIVES FOR USE

- Horizontal dispersion should only be used for 1D-model schematisations.
- In Sobek the background horizontal dispersion can be adjusted by means of the settings task block tab integration options.
- For acceleration of gravity the value $9.81 \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ is used.

REFERENCES

Stowa, 2002. Verbetering waterkwaliteitsonderzoek. Voorstel aanpassingen TEWOR.
Witteveen+Bos, Deventer

TABLE I DEFINITIONS OF THE PARAMETERS IN THE ABOVE EQUATIONS FOR HORZDISPER.

Name in formulas ¹⁾	Name in input	Definition	Units
<i>Ch</i>	<i>CHEZY</i>	chezy coefficient	m ² .s ⁻¹
<i>Dh</i>	<i>HorzDisp</i>	variable horizontal dispersion	m ² .sec ⁻¹
<i>fdis</i>	<i>DispConst</i>	horizontal dispersion constant	-
<i>H</i>	<i>TotalDepth</i>	depth water column	m
<i>v</i>	<i>Velocity</i>	horizontal stream velocity	m.s ⁻¹
<i>w</i>	<i>width</i>	total width	m

REAERATION, THE AIR-WATER EXCHANGE OF DO PROCESS: REAROXY

chapter 5 (version 7, 26-03-2003), refers to routine REAR

author: Johannes Smits version 6, 06-02-2003

modified by: Annette Kuin

Dissolved oxygen (DO) in surface water tends to saturate with respect to the atmospheric oxygen concentration. However, oxygen production and consumption processes in the water column counteract saturation, causing a DO-excess or DO-deficit. The resulting super- or undersaturation leads to reaeration, the exchange of oxygen between the atmosphere and the water. Reaeration may cause an oxygen flux either way, to the atmosphere or to the water. The process is enhanced by the difference of the saturation and actual DO concentrations, and by the difference of the velocities of the water and the overlying air. Since lakes are rather stagnant, only the windspeed is important as a driving force for lakes. The reaeration rate tends to saturate for low windspeeds (< 3 m.s⁻¹). On the other hand, the stream velocity may deliver the dominant driving force for rivers. Both forces may be important in estuaries.

Extensive research has been carried out all over the world to describe and quantify reaeration processes, including the reaeration of natural surface water. Quite a few different models have been developed. The most generally accepted model is the "film layer" model. This model assumes the existence of a thin water surface layer, in which a concentration gradient exists bounded by the saturation concentration at the air-water interface and the water column average DO concentration. The reaeration rate is characterised by a water transfer coefficient, which can be considered as the reciprocal of a mass transfer resistance. The resistance in the overlying gas phase is assumed to be negligibly small.

Many formulations have been developed and reported for the water transfer coefficient. These formulations are often empirical, but most have a deterministic background. They contain the stream velocity or the windspeed or both. Most of the relations are only different with respect to the coefficients, the powers of the stream velocity and the windspeed in particular. Reaeration has been implemented in DELWAQ with ten different formulations for the transfer coefficient. Most of these relations have been copied or derived from scientific publications (WL, 1980 and 1978). The first two options are pragmatic

simplifications to accommodate preferences of the individual modeller. All reaeration rates are also dependent on the temperature according to the same temperature function.

IMPLEMENTATION

Process REAROXY has been implemented in such a way, that it only affects the DO-budget of the top water layer. An option for the transfer coefficient can be selected by means of input parameter SWRear (= 0-10, 12). The DO saturation concentration required for the process REAROXY is calculated by an additional process SATUROXY. The process has been implemented for substance OXY.

Table I provides the definitions of the parameters occurring in the formulations.

FORMULATION

The reaeration rate has been formulated as a linear function of the temperature dependent mass transfer coefficient in water and the difference between the saturation and actual concentrations of DO as follows:

$$R_{rear} = \frac{kl_{rear} \times [C_{oxs} - \max(C_{ox}, 0.0)] \times [1 - f_{cov}]}{H}$$

$$kl_{rear} = kl_{rear}^{20} \times kt_{rear}^{(T-20)} \quad \text{if } kl_{rear}^{20} \leq kl_{rearmax}$$

$$kl_{rear}^{20} = \left(\frac{a \times v^b}{H^c} \right) + (d \times W^2)$$

$$C_{oxs} = f(T, C_{cl} \text{ or } SAL) \quad (\text{delivered by SATUROXY})$$

$$f_{sat} = 100 \times \frac{\max(C_{ox}, 0.0)}{C_{oxs}}$$

with:

a, b, c, d	= coefficients with different values for eleven reaeration options
C_{cl}	= chloride concentration (gCl.m ⁻³)
C_{ox}	= actual dissolved oxygen concentration (gO ₂ .m ⁻³)
C_{oxs}	= saturation dissolved oxygen concentration (gO ₂ .m ⁻³)
f_{cov}	= fraction of water surface covered <0-1> (-)
f_{sat}	= percentage of saturation (%)
H	= depth of the water column (m)
kl_{rear}	= reaeration transfer coefficient in water (d ⁻¹)
kl_{rear}^{20}	= reaeration transfer coefficient at reference temperature 20 °C (d ⁻¹)
$kl_{rearmax}$	= maximum wat trf. coef. for temp. lim. (m.d ⁻¹)
kt_{rear}	= temperature coefficient of the transfer coefficient (-)
R_{rear}	= reaeration rate (gO ₂ .m ⁻³ .d ⁻¹)
SAL	= salinity (kg.m ⁻³ , ppt)
T	= temperature (°C)
v	= stream velocity (m.s ⁻¹)
W	= wind speed at 10 m height (m.s ⁻¹)

Notice that the reaeration rate is always calculated on the basis of a positive dissolved oxygen concentration, whereas OXY may have negative values. Negative oxygen equivalents represent reduced substances.

The reaeration rate can be limited by coverage of the surface water by for example duckweed and ice.

Depending on the reaeration option, the transfer coefficient is only dependent on the stream velocity or the windspeed, or dependent on both. With respect to temperature dependency option $SWRear = 10$ is an exception. The respective formulation is not dependent on temperature according the above equations, but has its own temperature dependency on the basis of the Schmidt number. Information on the coefficients $a-d$ and the applicability is provided below for each of the options.

$SWRear = 0$

The transfer coefficient is simplified to a constant, multiplied with the water depth H , using the transfer coefficient as input parameter. **So $klrear^{20}$ is to be provided as a value in d^1 in stead of in $m.d^1$!!** Consequently, the coefficients are:

$$a = klrear^{20} \times H, \quad b = 0.0, \quad c = 0.0, \quad d = 0.0$$

$SWRear = 1$

The transfer coefficient is simplified to a constant, using the transfer coefficient as input parameter. Consequently, the coefficients are:

$$a = klrear^{20}, \quad b = 0.969, \quad c = 0.5, \quad d = 0.0$$

$SWRear = 2$

The coefficients according to Churchill *et al.* (1962) are:

$$a = 5.026, \quad b = 0.969, \quad c = 0.673, \quad d = 0.0$$

The relation is valid for rivers, and therefore independent of windspeed.

$SWRear = 3$

The coefficients according to O'Connor and Dobbins (1956) are:

$$a = 3.863, \quad b = 0.5, \quad c = 0.5, \quad d = 0.0$$

The relation is valid for rivers, and therefore independent of windspeed.

$SWRear = 4$

The coefficients are the same as for option $SWRear = 3$ according to O'Connor and Dobbins (1956), but coefficient a can be scaled using the transfer coefficient as input parameter. Consequently, the coefficients are:

$$a = klrear^{20} \times 3.863, \quad b = 0.5, \quad c = 0.5, \quad d = 0.0$$

The relation is valid for rivers, and therefore independent of windspeed.

$SWRear = 5$

The coefficients according to Owens *et al.* (1964) are:

$$a = 5.322, \quad b = 0.67, \quad c = 0.85, \quad d = 0.0$$

The relation is valid for rivers, and therefore independent of windspeed.

$$SWRear = 6$$

The coefficients according to Langbein and Durum (1967) are:

$$a = 11.23 , b = 1.0 , c = 0.33 , d = 0.0$$

The relation is valid for rivers, and therefore independent of windspeed.

$$SWRear = 7$$

The relation is according to O'Connor and Dobbins (1956) and Banks and Herrera (1977) as reported by WL (1980), but the coefficients have been modified according WL (1978; $d = 0.3-0.6$) and later WL modelling studies for Dutch lakes. Consequently, the coefficients are:

$$a = 3.863 , b = 0.5 , c = 0.5 , d = klrear^{20} \times 0.065$$

The relation is valid for rivers, lakes, seas and estuaries.

$$SWRear = 8$$

The option is presently void and should not be used.

$$SWRear = 9$$

The relation is according to Banks (1977) as reported by WL (1980), but the coefficients have been modified according to WL (1978; $d = 0.03-0.06$) and later modelling studies for Dutch lakes (WL, 1992). Consequently, the coefficients are:

$$a = 0.3 , b = 0.0 , c = 0.0 , d = klrear^{20} \times 0.028$$

The relation is valid for lakes and seas, and therefore independent of stream velocity. The relation takes into account that the mass transfer coefficient saturates at a lower boundary for low wind velocities ($W < 3 \text{ m.s}^{-1}$).

$$SWRear = 10$$

The relation according to Wanninkhof (1992) deviates from the previous relations with respect to temperature dependency, that is not included according to the above Arrhenius equation for $klrear$. The temperature dependency enters the relation in a scaling factor on the basis of the Schmidt number. Coefficient d had to be scaled from cm.hr^{-1} to m.d^{-1} . Consequently, the coefficients are:

$$a = 0.0 , b = 0.0 , c = 0.0 , d = 0.0744 \times fsc$$

$$fsc = \left(\frac{Sc}{Sc^{20}} \right)^{-0.5}$$

$$Sc = d_1 - d_2 \times T + d_3 \times T^2 - d_4 \times T^3$$

with:

d_{1-4} = coefficients

fsc = scaling factor for the Schmidt number (-)

Sc = Schmidt number at the ambient temperature (g.m^{-3})

Sc^{20} = Schmidt number at reference temperature 20 °C (d^{-1})

T = temperature (°C)

The relation is valid for lakes and seas, and therefore independent of stream velocity.

The Schmidt number is the ratio of the kinematic viscosity of water (ν) and the molecular diffusion coefficient of oxygen in water (D). The appropriate constants to compute the Schmidt number in both seawater and fresh water are given in the table below.

Water system	d_1	d_2	d_3	d_4
Sea water Salinity > 5 kg.m ⁻³	1953.4	128.0	3.9918	0.050091
Fresh water Salinity ≤ 5 kg.m ⁻³	1800.6	120.1	3.7818	0.047608

$$SWRear = 12$$

This relation is a hybrid combination of $SWRear = 3$ (O'Connor and Dobbins, 1956) and $SWRear = 5$ (Owens *et al.*, 1964). This hybrid formulation is developed for urban water management in The Netherlands. More information concerning the derivation of this hybrid relation can be found in Stowa (2002).

$$a = 3.863, \quad b = 0.5, \quad c = 0.5, \quad d = 0.0 \quad \text{if } \nu < \left(\frac{3.93}{5.32} \times H^{0.35} \right)^6,$$

O'Connor and Dobbins (1956)

$$a = 5.322, \quad b = 0.67, \quad c = 0.85, \quad d = 0.0 \quad \text{if } \nu < \left(\frac{3.93}{5.32} \times H^{0.35} \right)^6,$$

Owens *et al.* (1964)

$$klrear^{20} = \max(klrearmin; klrear^{20})$$

with:

$$klrearmin = \text{minimum water transfer coefficient for oxygen (m.d}^{-1}\text{)}$$

The relation is valid for rivers, and therefore independent of windspeed.

DIRECTIVES FOR USE

- Options $SWRear=0,1,4$ provide the user with the possibility to scale the mass transfer coefficient $KLRear$. All other options contain fixed coefficients.
- When using option $SWRear=0$ the user should be aware that the mass transfer coefficient $KLRear$ has the unusual dimension d^{-1} . Since high values of $KLRear$ may cause numerical instabilities, the maximum $KLRear$ value is limited to 1.0 day^{-1} .
- When using options $SWRear=4, 7$ or 9 the user should be aware that the input parameter $KLRear$ is used as a dimensionless scaling factor. The default value of $KLRear$ is 1.0 in order to guarantee that scaling is not carried out when not explicitly wanted.
- The dependencies of $klrear^{20}/H$ on ν , W and H for options $SWRear=2,3,5,6,7$ are presented in Figure 1.
- Default the parameter $klrearmin$ will not limit the temperature function. This parameter was introduced for the application of reaeration in urban water management in The Netherlands (Stowa, 2002).

REFERENCES

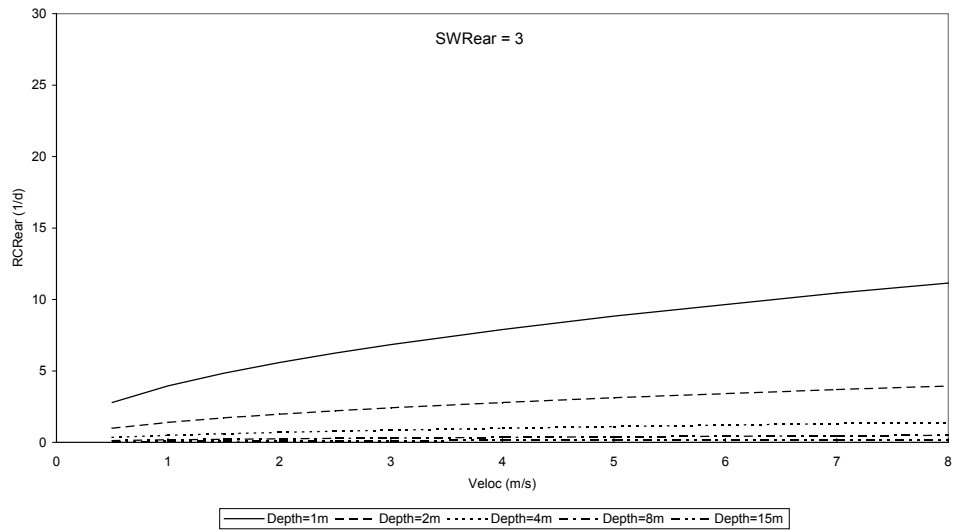
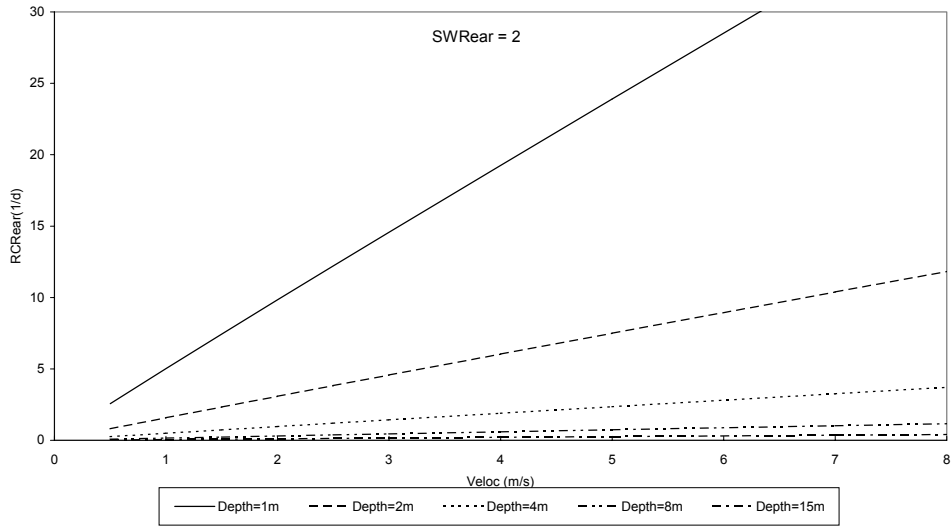
- Banks, R.B., and F.F. Herrera, 1977. Effect of wind and rain on surface reaeration. Proc. ASCE 103 (EE3): 489.
- Churchill, M.S., H.L. Elmore, and R.A. Buckingham, 1962. The prediction of reaeration rates. Proc. ASCE 88 (SA4): 1.
- Langbein, W.B., and W.H. Durum, 1967. The aeration capacity of streams. US Geol. Survey 542.
- O'Connor, D.J. and W.E. Dobbins, 1956. The mechanism of reaeration in natural streams. J.San.Eng., ASCE. 82 (no. SA6): 469.
- Owens, M., R.W. Edwards, and J.W. Gibbs, 1964. Some reaeration studies in streams. Int. J. Air and Water Pollution 8: 641.
- Stowa, 2002. Verbetering waterkwaliteitsonderzoek. Voorstel aanpassingen TEWOR. Witteveen+Bos, Deventer
- Wanninkhof, R., 1992. Relationship between wind and gas exchange over the ocean. Journal of Geophysical Research 97 (C5): 7373-7382.
- WL, 1992. Process formulations DBS. WL | Delft Hydraulics, Model documentation T542 (in Dutch; F.J. Los *et al.*).
- WL, 1980. Natural reaeration of surface water. WL | Delft Hydraulics, Report on literature study R1149 (in Dutch; G.A.L. Delvigne).
- WL, 1978. Natural reaeration of surface water by the wind. WL | Delft Hydraulics, Report on literature study R1318-II (in Dutch; J.A. van Pagee).

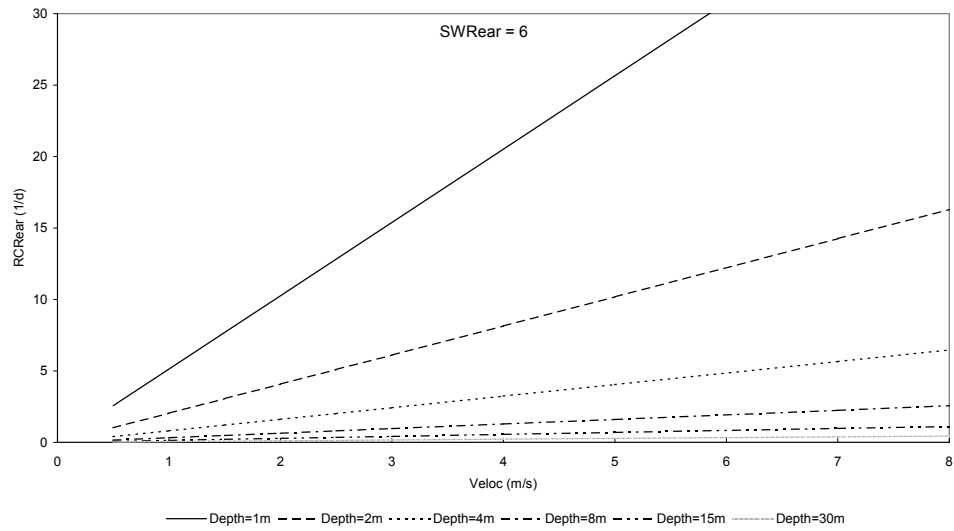
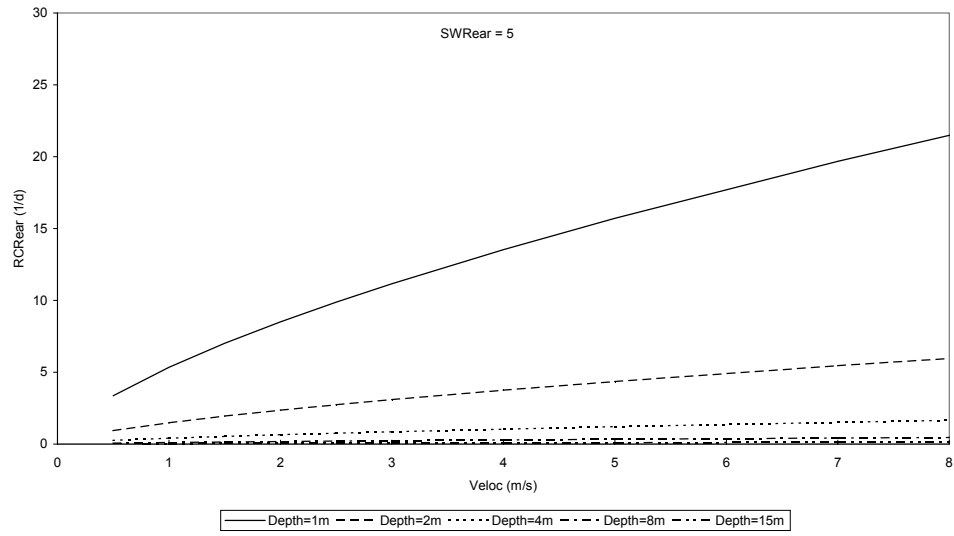
TABLE I DEFINITIONS OF THE PARAMETERS IN THE ABOVE EQUATIONS FOR REAROXY.

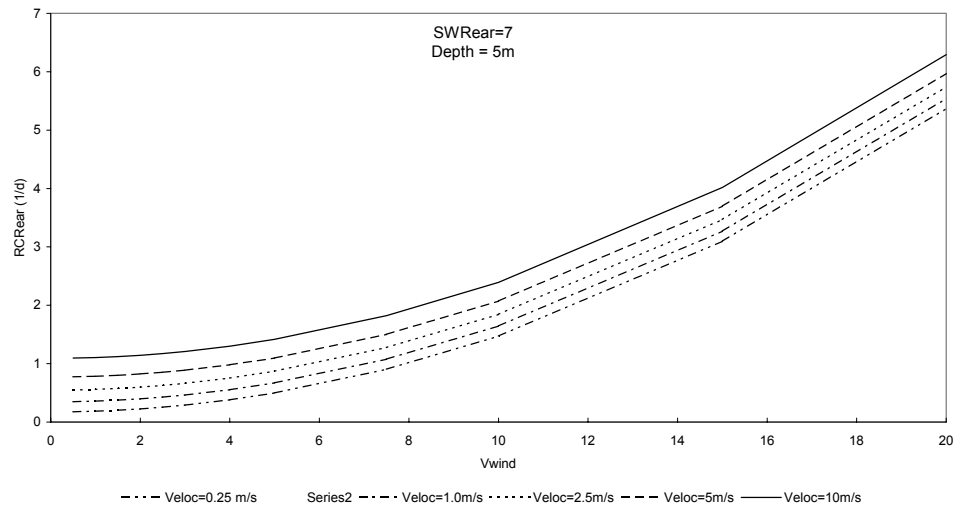
Name in formulas ¹⁾	Name in input	Definition	Units
<i>Cox</i>	<i>OXY</i>	concentration of dissolved oxygen	$\text{gO}_2\cdot\text{m}^{-3}$
<i>Coxs</i>	<i>SaturOXY</i>	saturation conc. dissolved oxygen from SATUROXY	$\text{gO}_2\cdot\text{m}^{-3}$
<i>fcs</i>	--	scaling factor for the Schmidt number	-
<i>fsat</i>	--	percentage oxygen saturation	%
<i>fcov</i>	<i>fcover</i>	fraction of water surface covered <0-1>	-
<i>H</i>	<i>Depth</i>	depth of the top water layer	m
<i>klrear</i> ²⁾	<i>KLRear</i>	water transfer coefficient for oxygen ¹⁾	$\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$
<i>klrearmin</i>	<i>klrearmin</i>	minimum water transfer coefficient for oxygen	$\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$
<i>klrearmax</i>	<i>klrearmax</i>	maximum wat trf. coef. for temp. lim.	$\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$
<i>kltemp</i>	<i>TCRear</i>	temperature coefficient for reaeration	-
<i>Rrear</i>	--	reaeration rate	$\text{gO}_2\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$
<i>SAL</i>	<i>Salinity</i>	salinity	$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$
<i>Sc</i>	--	Schmidt number for dissolved oxygen in water	-
<i>SWRear</i>	<i>SWRear</i>	switch for selection of options for transfer coefficient	-
<i>T</i>	<i>Temp</i>	temperature	°C
<i>v</i>	<i>Velocity</i>	stream velocity	$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$
<i>W</i>	<i>Vwind</i>	windspeed at 10 m height	$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$

1) *KLRear* is a dimensionless scaling factor for options 4, 7 and 9.

FIGURE 1 THE REAERATION RATE RC_{REAR} ($=KL_{REAR}^{20}/H$) AS A FUNCTION OF WATER DEPTH, STREAM VELOCITY AND/OR WIND VELOCITY FOR VARIOUS OPTIONS SW_{REAR} FOR THE MASS TRANSFER COEFFICIENT KL_{REAR} .







DAM REAERATION OF DO PROCESS: DAMREAR

chapter 5 (version 1, 26-03-2003), refers to routine DAMRAER

author: Annette Kuin

Water quality downstream of weirs improves as a result of reaeration. From this interest a lot of research on dam reaeration has been carried out in the United States and England in the sixties. Dam reaeration occurs because of an more intensive contact between air and water as a result of energy loss of the weir. The largest percentage change of the dissolved oxygen concentration occurs at the base of the weir (Gameson, 1957).

In the past reaeration at weirs and dams was described as a function of the difference of water levels up- and downstream of the structure. In a more formulations that are more commonly applicable other factors are taken into account as well. These are for example: temperature of the water, water quality, discharge over the structure, water depth behind the structure and characteristics of the structure, such as size, shape and construction material.

IMPLEMENTATION

Process damrear has been implemented in such a way, that it only affects the DO-budget of the top water layer. An option for the deficit ratio can be selected by means of input parameter SWdrear (= 0/1). The DO saturation concentration required for the process damrear is calculated by an additional process SATUROXY.

The process has been implemented for substance OXY.

Table I provides the definitions of the parameters occurring in the formulations.

FORMULATION

The amount of oxygen needed to reach a concentration C_{ox} downstream of the weir is formulated as:

$$R_{drear} = \frac{(C_{ox} - C_{ox_{t-1}})}{\Delta t}$$

with:

R_{drear} = oxygen reaeration rate as a result of dam reaeration ($\text{gO}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)

C_{ox} = oxygen concentration ($\text{gO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$)

t = timestep (d)

Almost all publications about dam aeration assume that the upstream oxygen deficit at a weir is partly neutralised as a result of dam aeration. C_{ox} is determined as a function of the saturation concentration, the upstream concentration and the oxygen deficit ratio:

$$C_{ox} = \frac{1}{f_{drear}} \times (C_{oxs} \times [f_{drear} - 1] + C_{oxup})$$

with:

f_{damaer} = oxygen deficit ratio (-)

C_{oxs} = oxygen saturation concentration ($\text{gO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$)

C_{oxup} = oxygen concentration upstream of weir ($\text{gO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$)

Dam reaeration is always calculated on the basis of a positive dissolved oxygen concentration, whereas OXY may have negative values. Negative oxygen values equivalents represent reduced substances.

Notice that the reaeration rate is always calculated on the basis of a positive dissolved oxygen concentration, whereas OXY may have negative values. Negative oxygen equivalents represent reduced substances.

There are different options to calculate dam reaeration. Gameson developed a much quoted empirical formulation for the oxygen deficit ratio ($SWd_{rear} = 0$). This formulation does not contain discharge over the structure and water depth behind the structure, while both parameters are both considered to be important. The formulation by Nakasone ($SWd_{rear} = 1$) is a possible alternative which does take both parameters into account (Nakasone, 1975). A hybrid combination of both formulations is also available via $SWd_{rear} = 1$ (Stowa, 2002). In the latter case some coefficients get different values.

$SWd_{rear} = 0$

$$fd_{rear} = 1 + 0.38 \times a \times b \times \sqrt{vh} \times (1 - 0.11 \times \sqrt{vh}) \times (1 + 0.046 \times T)$$

with:

a = water quality factor (-)

b = characteristic structure (-)

h = difference of water levels up- and downstream of the structure (m)

T = water temperature (°C)

$SWd_{rear} = 1$

Hybrid formulation for the oxygen deficit ratio of Gameson and Nakasone. If a and b are zero the oxygen deficit ratio according to Nakasone is calculated.

$$fd_{rear} = \left[(fd_{rearn} - 1) \times a \times b \times (1 + 0.02 \times \{T - 20\}) \right] + 1$$

$$fd_{rearn} = EXP \left(0.0675 \times \sqrt{vh}^{1.28} \times \left(\frac{Q}{L} \times 3600 \right)^{0.62} \times H^{0.439} \right)$$

with:

fd_{rearn} = oxygen deficit ratio according to Nakasone (-)

Q = discharge over structure ($m^3 \cdot s^{-1}$)

L = width of crest structure (m)

H = water depth (m)

$$\Delta h = h_{up} - h_{dn}$$

with:

h_{up} = water level upstream of structure (m)

h_{dn} = water level downstream of structure (m)

The water quality factor is related to the BOD concentration:

$$a = \min \left(\frac{1.90}{Cbod^{0.44}}, 1.80 \right)$$

with:

$Cbod$ = biological oxygen demand ($gO_2 \cdot m^{-3}$)

Butts et. al. (1983) studied reaeration at 54 small dams and en weirs in Illinois and determined the dam reaeration coefficient b (characteristic structure) for each structure. The structures could be subdivided into 9 categories with typical values for b (see table 1). The b -values that were found vary from 1.05 for a sharp-crested straight slope face to 0.6 for round broad-crested straight slope face.

TABLE 1 FACTOR 'B' (CHARACTERISTIC STRUCTURE) FOR VARIOUS STRUCTURES.

weir type	b
flat broad-crested regular step	0.70
flat broad-crested irregular step	0.80
flat broad-crested vertical face	0.80
flat broad-crested straight slope face	0.90
flat broad-crested curved face	0.75
round broad-crested straight slope face	0.60
sharp-crested straight slope face	1.05
sharp-crested vertical face	0.80
sluice gates with submerged discharge	0.05

DIRECTIVES FOR USE

- factor b (structure characteristic) is equal to the discharge coefficient C_e in the module channel flow of sobek rural.
- In this module dam reaeration can be determined for a maximum number of 100 structures.
- In order to use the Nakasone formulation the following coefficient values should be used: $SWdRear = 1$, $C_{bod} = 1$, $b = 1/1.8$, $T = 20$.

REFERENCES

- Butts T. A, Asce, M and R.L. Evans, 1983. Small stream channel dam aeration characteristics. Journal of Environmental Engineering. Vol. 109(3) p. 555-573.
- Gameson, A.H.L., 1957. Weirs and Aeration of rivers. Journal of the Institution of Water Engineers. Vol. 6 (11) pp. 477-490.
- Nakasone, H., 1975. Derivation of aeration equation and its verification study on the aeration at falls and spillways. Transactions J.S.I.D.R.E. pp. 42-48.
- Stowa, 2002. Verbetering waterkwaliteitsonderzoek. Voorstel aanpassingen TEWOR. Witteveen+Bos, Deventer.

TABLE I DEFINITIONS OF THE PARAMETERS IN THE ABOVE EQUATIONS FOR REAROXY.

Name in formulas ¹⁾	Name in input	Definition	Units
<i>a</i>	--	water quality factor	-
<i>b</i>	<i>Coefbi</i>	dam reaeration coefficient of structure i	-
<i>Cbod</i>	<i>CBOD5</i>	biological oxygen demand	$gO_2 \cdot m^{-3}$
<i>Cox</i>	<i>OXY</i>	concentration of dissolved oxygen	$gO_2 \cdot m^{-3}$
<i>Coxs</i>	<i>SaturOXY</i>	saturation conc. dissolved oxygen from SATUROXY	$gO_2 \cdot m^{-3}$
<i>Coxup</i>	<i>OXY</i>	oxygen concentration upstream of weir	$gO_2 \cdot m^{-3}$
<i>fdrear</i>	--	oxygen deficit ratio	-
<i>fdrearn</i>	--	oxygen deficit ratio according to Nakasone	-
<i>hup</i>	<i>WtLvLSti</i>	Water level upstream of structure i (according to definition in schematisation)	m
<i>hdn</i>	<i>WtLvRSti</i>	Water level downstream of structure i (according to definition in schematisation)	m
<i>H</i>	<i>Depth</i>	depth of the top water layer	m
<i>L</i>	<i>Widthsti</i>	width of crest of structure i	m
<i>Q</i>	<i>DischSti</i>	discharge over structure i	$m^3 \cdot s^{-1}$
<i>Rdrear</i>	--	oxygen reaeration rate as a result of dam aeration	$gO_2 \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$
<i>t</i>	<i>Delt</i>	timestep	d
<i>T</i>	<i>Temp</i>	temperature	°C

OXYDATION OF BOD PROCESS: DBOD_TEWOR

author: Annette Kuin version 1, 11-08-2003

This module is an alternative process for the oxidation or mineralization of BOD that was introduced for the TEWOR-module in Sobek (STOWA, 2002). This module is used for water quality modelling of urban waters. The prevailing process for the mineralization of BOD or COD in Sobek-WQ is BODCOD.

IMPLEMENTATION

The process has been implemented for substances CBOD5, CBOD5_2 and CBOD5_3. Table I provides the definitions of the parameters occurring in the formulations.

FORMULATION

The oxidation flux is a function of the BOD concentration and is limited by the oxygen concentration.

$$Rmin_i = kmin_i \times Cu_i \times \frac{Cox}{Ksox + Cox}$$

$$Cu_i = \frac{C5_i}{1 - e^{(-5 \times kmin_i)}}$$

with:

$C5_i$ = carbonaceous BOD (pool i) at 5 days (g O₂.m⁻³)

Cox = dissolved oxygen (g O₂.m⁻³)

Cu_i = carbonaceous BOD (pool i) ultimate (g O₂.m⁻³)

$kmin_i$ = oxidation reaction rate BOD (pool i) (d⁻¹)

$Ksox$ = half saturation constant for oxygen limitation on oxidation of BOD (g O₂.m⁻³)

DIRECTIVES FOR USE

This process was introduced for usage in the TEWOR subset, but it can also be used in other applications.

REFERENCES

- Stowa, 2002. Verbetering waterkwaliteitsonderzoek. Voorstel aanpassingen TEWOR. Witteveen+Bos, Deventer

TABLE I DEFINITIONS OF THE PARAMETERS IN THE ABOVE EQUATIONS FOR DBOD_TEWOR.

Name in formulas	Name in input	Definition	Units
$C5_i$	$CBOD5_i$	carbonaceous BOD (pool i) at 5 days	g O ₂ .m ⁻³
Cox	OXY	dissolved oxygen	g O ₂ .m ⁻³
Cu_i	$CBODu_i$	carbonaceous BOD (pool i) ultimate	g O ₂ .m ⁻³
$kmin_i$	$RCBOD_i$	oxidation reaction rate BOD (pool i)	d ⁻¹
$Ksox$	$KMOX$	half saturation constant for oxygen limitation on oxidation of BOD	g O ₂ .m ⁻³

TEWOR-PRODUCTION FLUXES PROCESS: PROD_TEWOR

author: Annette Kuin version 1, 11-08-2003

Production fluxes have been introduced for the TEWOR-module in Sobek (STOWA, 2002). This module is used for water quality modelling of urban waters. The production fluxes can represent certain processes in the water column, for instance algae growth, that are not modelled explicitly.

IMPLEMENTATION

The process has been implemented for substances CBOD5, CBOD5_2, CBOD5_3, COD_Cr, OXY, DetN, NH4, NO3, Ecoli.

Table I provides the definitions of the parameters occurring in the formulations.

FORMULATION

The TEWOR-production fluxes are formulated as zeroth order fluxes.

$$R_{tewor_i} = f_{tewor_i}$$

with:

R_{tewor_i} = TEWOR production flux (g i.m⁻³)

f_{tewor_i} = TEWOR production flux (g i.m⁻³)

DIRECTIVES FOR USE

The production fluxes were introduced for usage in the TEWOR subset. The fluxes can also be used in other applications.

REFERENCES

- Stowa, 2002. Verbetering waterkwaliteitsonderzoek. Voorstel aanpassingen TEWOR. Witteveen+Bos, Deventer

TABLE I DEFINITIONS OF THE PARAMETERS IN THE ABOVE EQUATIONS FOR PROD_TEWOR.

Name in formulas	Name in input	Definition	Units
R_{tewor_i}	$dTEWOR_i$	TEWOR production flux	g.m ⁻³
f_{tewor_i}	$fTEWOR_i$	TEWOR production flux	g.m ⁻³

BIJLAGE VI

NOMENCLATUUR VERGELIJKING TEWOR VOOR DUFLOW EN SOBEK

Duflow		Sobek
Variabelen:		
O ₂	zuurstofconcentratie in water	Cox
BZV _{ovl}	fijne, langzaam bezinkbare fractie BZV uit overstortwater	CB0D5_2
BZV _{ovs}	grove, snel bezinkbare fractie BZV uit overstortwater	CB0D5
BZV _a	achtergrond BZV	COD
NH ₄	Ammoniumconcentratie in water	NH4
-	Nitraatconcentratie in water	NO3
-	Organisch stikstofconcentratie in water	00N
Dispersie		
D ₀	achtergronddispersie	Dh0
α _k	Evenredigheidsconstante	fdis
u _s	Gemiddelde stroomsnelheid over de dwarsdoorsnede	v
W	Stroomvoerende breedte	w
C	Chézy coëfficiënt	Ch
Z	Waterdiepte	H
g	Valversnelling	g
Reaeratie		
Kl	Stofoverdrachtsconstante voor zuurstof	Klrear
Kl _{min}	Minimale stofoverdrachtsconstante voor zuurstof	Klrearmin
O _s	Zuurstofverzadigingsconcentratie	Coxs
fkroos	kroosbedekkingsgraad	fcov
BZV afbraak		
V _{snel}	Sedimentatiesnelheid van de fractie die snel sedimenteert	VSedBOD/VSedBOD_2
V _{langzaam}	Sedimentatiesnelheid van de fractie die langzaam sedimenteert	VSedCOD
K _{ox,a}	Snelheidsconstante voor de oxidatie van materiaal (achtergrond)	RcCOD
K _{ox,ov}	Snelheidsconstante voor de oxidatie van materiaal uit de overstort	RcBOD/RcBOD_2
K _{M,ox}	Constate voor zuurstoflimitering op de oxidatie van BZV ₅	Ksox
P _{BZV,a}	Productiesnelheid voor achtergrond BZV	RteworCOD
SZV		
S _{ODref}	maximale SZV dat bij die bodemsoort hoort	fSOD
O _{2ref}	zuurstofconcentratie waarbij SZV maximaal is	00XSOD
Ammonium afbraak		
K _{nit}	Snelheidsconstante voor de nitrificatie	RcNit
K _{M,nit}	Constate voor de zuurstoflimitering op de nitrificatie	KsOxNit
P _{NH4}	Productiesnelheid van ammonium	RteworNH4
Zuurstof		
P _{O2}	Productiesnelheid van zuurstof	RteworOXY

