

Modelleren en regelen van een actief-slibinstallatie op basis van respirometrie

1. Inleiding

Bij QUEST INTERNATIONAL, een geur- en smaakstoffenindustrie, wordt het afvalwater in een carrousel gezuiverd. Er zijn twee afvalwaterstromen. De eerste laag verontreinigde stroom (LW)C 500-4.500 mg CZV/l bevat afvalwater afkomstig van kantoren, laboratoria, regenwater en dergelijke. De tweede, zwaar verontreinigde stroom (PW)C 7.000-45.000 mg CZV/l is proceswater afkomstig van verschillende productieafdelingen.



H. BROUWER
Vakgroep Milieutechnologie
Landbouwuniversiteit
Wageningen
Thans werkzaam bij Grontmij



DR. IR. A. KLAPWIJK
Vakgroep Milieutechnologie
Landbouwuniversiteit
Wageningen



DR. IR. K. J. KEESMAN
Vakgroep Agrotechniek
en -fysica
Landbouwuniversiteit
Wageningen

Door batchgewijze-productie is de aanvoer van afvalstoffen naar de carrousel discontinu. De vuilaanvoer kan hierdoor dusdanig fluctueren dat de carrousel jaarlijks een aantal keren wordt overbelast. Hierdoor wordt de maximaal toelaatbare concentratie organische stoffen in het effluent overschreden. Bovendien werken de beluchters bij deze variërende slibbelasting energetisch inefficiënt. De mogelijkheden om de bedrijfsvoering te verbeteren en een overbelasting van de carrousel te voorkomen zijn:

- het regelen van de zuurstofconcentratie in de carrousel door sturing van de indompeldiepte van de beluchter.
- het regelen van de slibbelasting van de carrousel door sturing van het afvalwater-debiet.

De huidige regeling voldoet niet.

De oorzaak hiervan is dat verstoringen die het zuiveringsproces beïnvloeden onvoorspelbaar zijn. Er is weinig inzicht in de hoeveelheid PW en LW en de concentratie biologisch afbreekbare stoffen in deze stromen. Hierdoor is het moeilijk in te schatten hoeveel verontreinigingen de carrousel moet verwerken. Frequente monsternamen en analyse van het afvalwater is een tijdrovende en kostbare aangelegenheid. Bovendien geven CZV-

Samenvatting

In dit artikel wordt een onderzoek gepresenteerd naar de mogelijkheid tot het opzetten van een regelsysteem voor de actief-slibinstallatie van QUEST INTERNATIONAL NAARDEN BV. De regeling is gebaseerd op een on-line meting van de actuele respiratiesnelheid van het actief-slib in de carrousel. Uit modelsimulaties blijkt dat door sturing van de totale afvalwaterstroom een overbelasting van de carrousel kan worden voorkomen en een energiebesparing op beluchting mogelijk is. Een dag-nacht-regeling geeft een lager energieverbruik van de beluchters. De besparing ten opzichte van de huidige situatie is 11 á 21%.

analyses van het afvalwater niet zonder meer informatie over de zuurstofbehoefte van het actief slib in de carrousel.

Inzicht in de zuurstofbehoefte is wel te verkrijgen door on-line de zuurstofverbruikssnelheid (actuele respiratiesnelheid (r_{act})) [Spanjers & Klapwijk, 1990] van het actief slib in de carrousel te meten. De r_{act} is de snelheid waarmee het actief slib zuurstof verbruikt voor de oxydatie van de in het afvalwater voorkomende snel biodegradeerbare stoffen (SBS). Deze variabele geeft de operator informatie over de belasting van de carrousel met biodegradeerbare afvalstoffen.

In dit artikel worden de resultaten van het onderzoek naar de mogelijkheid tot het opzetten van een belastingsregeling voor een carrousel op basis van respirometrie gepresenteerd [Brouwer, 1992 en 1993]. Het onderzoek is gericht op een regelsysteem waarbij door sturing van het afvalwaterdebiet r_{act} op een gewenste waarde geregeld wordt en de beluchting stapsgewijs aangepast kan worden aan de belasting.

Het onderzoek is uitgevoerd in opdracht van QUEST INTERNATIONAL NAARDEN BV. Eerst wordt in hoofdstuk 2 de configuratie van de afvalwaterzuiveringsinstallatie (awzi) van QUEST INTERNATIONAL besproken. Vervolgens komt in hoofdstuk 3 de wijze waarop de actuele respiratiesnelheid in de carrousel gemeten wordt aan de orde. Daarna wordt in hoofdstuk 4 de regelstrategie behandeld. Vervolgens wordt in hoofdstuk 5 het model, dat voor de awzi en de meetopstelling is opgesteld, gepresenteerd. De resultaten van de modelsimulaties worden in hoofdstuk 6 besproken. In de discussie, hoofdstuk 7, wordt ingegaan op de vraag welke regelstrategie de beste resultaten geeft en welke energiebesparing mogelijk is.

2. Afvalwaterzuiveringsinstallatie QUEST INTERNATIONAL

2.1. Riiolstelsel en voorbehandeling afvalwater

Het rioolstelsel van QUEST INTERNATIONAL is opgesplitst in twee

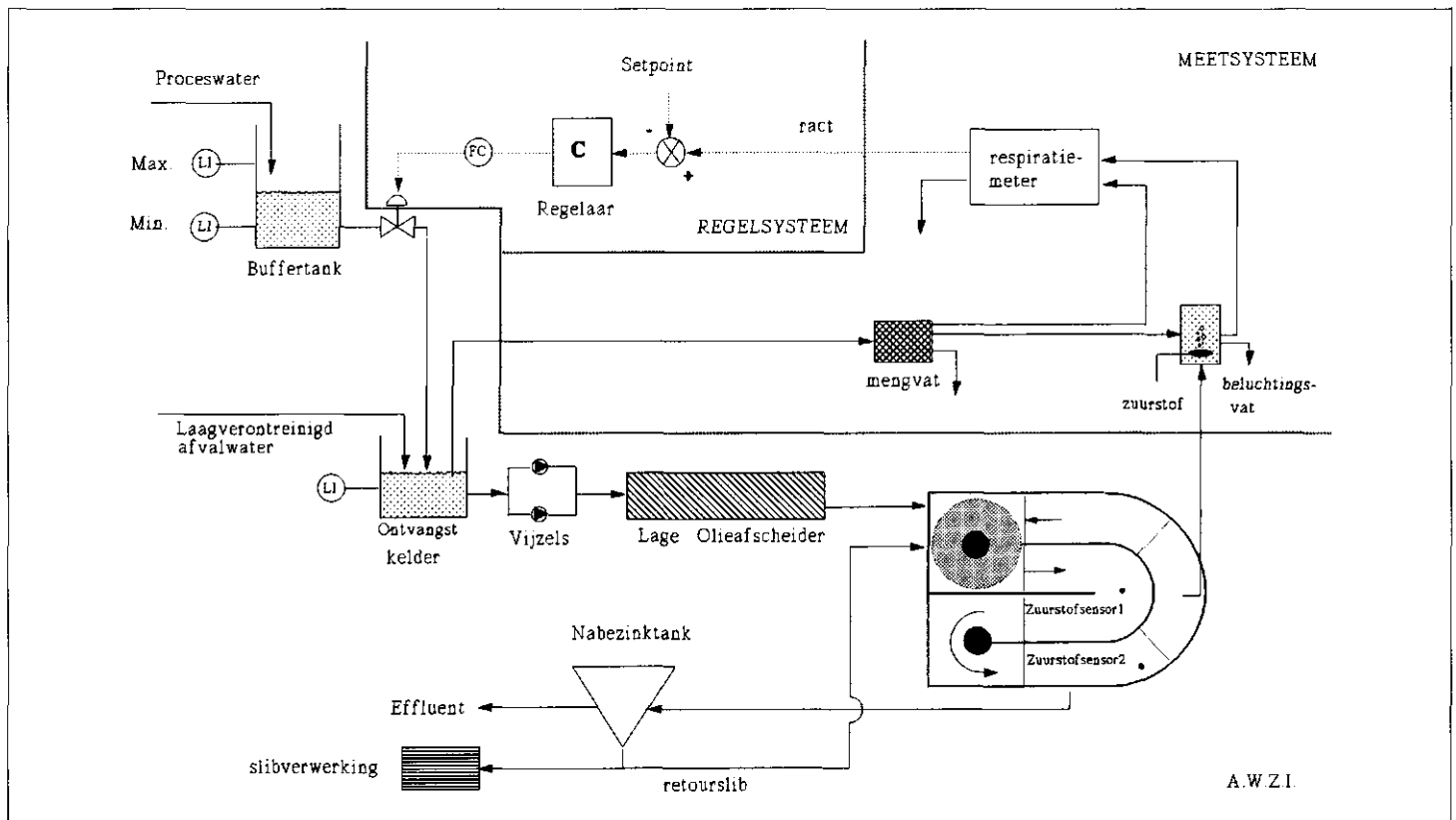
delen, een deel waarin het zwaar verontreinigde PW en een deel waarin LW wordt opgevangen (afb. 1). Het PW wordt in een hoge olie-afscheider eerst ontdaan van olie, waarna het tijdelijk opgeslagen wordt in een buffertank. Via deze buffertank gaat het PW, vanwege de lage pH, naar een neutralisatiereactor (niet weergegeven). Het PW wordt hier geneutraliseerd met kalk. Vervolgens stroomt het geneutraliseerde PW naar de ontvangstkelder. In deze ontvangstkelder komt ook, door een vrij-vervalriool, het LW terecht. Vanuit de ontvangstkelder wordt het afvalwater, door twee vijzels, naar een tweede olie-afscheider gepompt. In deze lage olie-afscheider wordt de resterende olie gescheiden van het afvalwater. Het afvalwater stroomt vervolgens rechtstreeks naar de carrousel. De vijzels, die het afvalwater vanuit de ontvangstkelder naar de lage olie-afscheider pompen, hebben drie mogelijke debietstanden. De vijzels kunnen 50, 80 of 150 m³ afvalwater per uur verpompen. De stand van de vijzel wordt bepaald door het afvalwaterniveau in de ontvangstkelder. Drie vlotters zorgen voor de juiste debietstand.

2.2. Carrousel

De biologische zuivering van afvalwater vindt plaats in een carrousel met een inhoud van 6.400 m³. De organische verontreinigingen in het afvalwater worden met behulp van actief slib (bij volledige afbraak) omgezet in water, CO₂ en celmateriaal. De zuurstof nodig voor deze biologische omzettingen wordt ingebracht door twee Simcar puntbeluchters. Eén van deze beluchters is in hoogte verstelbaar.

3. Meetopstelling

Om inzicht te krijgen in de BZV_{kt}-variatie van het afvalwater is een meetstelsel geconstrueerd waarmee on-line de respiratiesnelheid van het actiefslib in de carrousel (r_{act}) wordt gemeten (afb. 1). De r_{act} is een functie van de belasting met BZV_{kt}. De BZV_{kt} is het korte-termijn-biochemisch-zuurstofverbruik en wordt gedefinieerd als de totale hoeveelheid



Afb. 1 - Awzi met meet- en regelsysteem.

zuurstof die het actief slib verbruikt voor de oxydatie van SBS [Spanjers & Klapwijk; Kyoto, 1990]. De r_{act} wordt on-line gemeten in een respirometer (RA-1.000, Manotherm). Deze meter bestaat uit een volledig gemengd vat (respiratievat), dat continu wordt doorstroomd met belucht actief slib. Omdat een carrousel niet opgevat kan worden als een volledige menger, is het meten van de r_{act} van een carrousel gecompliceerd. Uit onderzoek is gebleken dat het compartiment waarin zich de beluchter bevindt en de afvalwatertoevoer plaatsvindt, opgevat kan worden als een volledige menger [Brouwer, 1992]. Dit compartiment wordt het *fictieve* eerste compartiment genoemd. Voor de carrousel bij Quest geldt dat vrijwel alle SBS omgezet worden in dit compartiment. In het meetsysteem wordt daarom r_{act} van dit fictieve compartiment gemeten. De respirometer geeft deze r_{act} wanneer de afvalwaterdebieten naar respectievelijk respirotievat en fictieve compartiment zich verhouden als de volumes van respectievelijk respirotievat en fictieve compartiment [Spanjers & Klapwijk, 1987]. Voor een nauwkeurige meting is het gewenst dat het actief slib uit het fictieve compartiment zo snel mogelijk in de respirometer komt. Dit bleek niet mogelijk te zijn. Daarom is de r_{act} gemeten in een opstelling, die bestaat uit

een mengvat, beluchtingsvat en een continue respirometer (afb. 1). Vanuit de carrousel wordt er continu actief slib naar het beluchtingsvat verpompt. Dit beluchtingsvat is een schaalmodel van het fictieve eerste compartiment en wordt even zwaar belast. Actief slib uit het beluchtingsvat en afvalwater uit de ontvangstkelder worden naar het respirotievat verpompt. De belasting van het respirotievat is eveneens gelijk aan de belasting van het fictieve compartiment. Onder deze condities is de respirotiesnelheid in het respirotievat gelijk aan r_{act} in het fictieve compartiment. De meetopstelling, en in het bijzonder het respirotievat, is een fysieke benadering van het fictieve eerste compartiment van de carrousel.

4. Regelsysteem

4.1. Doel regelsysteem

In het algemeen heeft een regelsysteem drie doelen [Stephanopoulos, 1984]:

- garanderen van een stabiel proces;
 - onderdrukken van externe verstoringen die op het proces van invloed kunnen zijn;
 - economische optimalisatie van de installatie of een combinatie van bovengenoemde doelen.
- Het primaire doel van dit regelsysteem is het voorkomen van overbelasting van de awzi. Daarnaast zal de awzi zo goed

mogelijk moeten functioneren met betrekking tot energieverbruik beluchters. Bij overbelasting van de awzi is de aanvoer van afvalstoffen groter dan de verwerkingscapaciteit van het actief slib. Bij de carrousel van Quest is niet de biomassa de limiterende factor maar de beluchttingscapaciteit [Brouwer, 1992]. Dit onderzoek heeft zich geconcentreerd op een regelsysteem waarbij door sturing van het afvalwaterdebiet de r_{act} van het fictieve eerste compartiment op een gewenste waarde geregeld kan worden en de beluchting in stappen aangepast kan worden aan de belasting. Bij sturing van een afvalwaterstroom moet de awzi beschikken over een opslagbassin of een rioelstelsel met opslagcapaciteit. QUEST INTERNATIONAL beschikt over een buffertank van 400 m³ waarin het zwaar verontreinigd PW tijdelijk opgeslagen kan worden. Het laag verontreinigd rioel heeft een bergingscapaciteit van 800 m³. Regeling van de r_{act} is mogelijk door sturing van:

- het proceswaterdebiet;
- het totale afvalwaterdebiet.

Bij mogelijkheid a. wordt de r_{act} geregeld door manipulatie van de BZV_{KT}-concentratie van de totale afvalwaterstroom. Bij mogelijkheid b. is de proceswateraanvoer constant en wordt de BZV_{KT}-concentratie als een gegeven beschouwd. De r_{act} wordt in deze situatie

A.W.Z.I.

geregeld door manipulatie van de hydraulische belasting van de carrousel. De voor- en nadelen van beide methoden worden in hoofdstuk 5 besproken.

4.3. Keuze instelwaarde regelaar

De waarde waarop r_{act} geregeld moet worden is afhankelijk van het zuurstof-inbrengend vermogen van de beluchter(s). De keuze van deze instelwaarde is gebaseerd op de voorwaarde dat in de carrousel geen zuurstofloze condities mogen ontstaan. Voor verschillende standen van de beluchter(s) is bepaald welke waarde de r_{act} mag aan nemen, waarbij aan bovenstaande voorwaarde wordt voldaan [Brouwer, 1992].

- Eén beluchter minimale dompediepte: setpoint 1 (= 52 mg O₂/l-uur).
 - Eén beluchter maximale dompediepte: setpoint 2 (= 90 mg O₂/l-uur).
 - Twee beluchters maximale dompediepte: setpoint 3 (= 180 mg O₂/l-uur).
- Om de energiekosten voor beluchting te minimaliseren, werkt de beluchter overdag op een stand waarbij de minste energie verbruikt wordt. De r_{act} wordt dan geregeld op een lage instelwaarde (setpoint 1). 's Nachts kan de r_{act} op een hogere instelwaarde (setpoint 2) worden geregeld, waarbij de beluchter dieper wordt gezet. Indien nodig wordt er een tweede beluchter aangezet (setpoint 3).

5. Model

Om te onderzoeken hoe biologische processen in de actief-slibinstallatie in de tijd veranderen als gevolg van veranderingen in externe verstoringen en manipuleerbare variabelen die op dit proces van invloed zijn, is een model ontwikkeld. Dit model geeft een beschrijving van de substraathuishouding

in de carrousel, ontvangstkelder en lage olie-afscheider en de zuurstofhuishouding in de carrousel. Tevens zijn de configuratie van de meetopstelling en het regelsysteem gemodelleerd. In het model zijn de microbiologische omzettingen van SBS als een Monod-vergelijking opgenomen. De omzetting van de langzaam Biodegradeerbare stoffen zijn buiten beschouwing gebleven. Er zijn aanwijzingen dat de concentratie daling van deze stoffen laag is. In het model is aangenomen dat de BZV_{KIT} van het afvalwater gelijk is aan $(1-Y) \cdot (CZV_{in} - CZV_{effluent})$. Hierin is Y de fractie CZV die in biomassa-CZV wordt omgezet. De fractie 1-Y is dus de fractie die geoxydeerd wordt. De groei en sterfte van de biomassa wordt in dit model buiten beschouwing gelaten. De biomassa concentratie wordt constant verondersteld. Het model is gekalibreerd met meetgegevens die zijn verkregen uit twee experimenten.

In het eerste experiment is gekeken welke invloed het PW-debiet heeft op de r_{act} . De r_{act} is gemeten bij een constante hydraulische belasting (50 m³/uur) van de carrousel, waarbij het PW-debiet werd gevarieerd (0-8-12 m³/uur).

In een tweede experiment is de invloed van een verhoging of verlaging van het vijzeldebiet op de r_{act} bestudeerd. In dit experiment is de r_{act} gemeten bij wisselende hydraulische belasting (50-80 m³/uur van de carrousel, waarbij het PW-debiet constant gehouden werd (6 m³/uur).

6. Resultaten en discussie

6.1. Modelkalibratie

Het resultaat van de modelkalibratie met de meetgegevens die verkregen zijn uit

experiment 1 is weergegeven in afbeelding 2.

Afbeelding 2 toont het verloop van de r_{act} bij een wisselend PW-debiet. Een verhoging of verlaging van het PW-debiet leidt, met enige vertraging, tot een toename, respectievelijk afname van de r_{act} in het respiratievat.

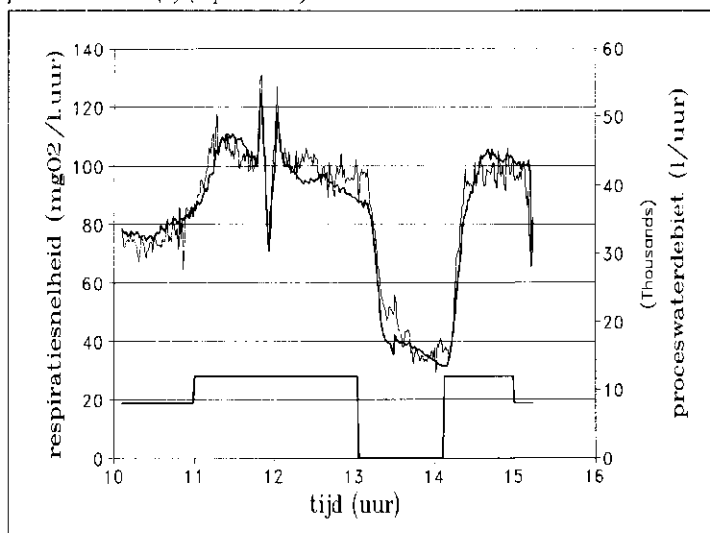
De modeluitkomsten blijken soms boven en soms onder de meetwaarden te liggen. Een verklaring hiervoor is dat de fractie CZV, dat door het actief slib direct geoxydeerd wordt (1-Y), in de tijd verandert. Dit lijkt een aannemelijke verklaring gezien de batchgewijze productie van QUEST INTERNATIONAL. Omstreeks 12.00 uur trad er een verstoring op in het vijzeldebiet. Ook een veranderend vijzeldebiet heeft een duidelijk effect op de r_{act} . Dit wordt met de meetgegevens die zijn verkregen uit experiment 2 nog eens bevestigd (afb. 3).

De simulatie in afbeelding 3 is uitgevoerd met een (1-Y)-factor van 0,275. Uit de kalibratie van het model met de meetgegevens uit experiment 1 bleek al dat de (1-Y)-factor varieerde in de tijd. In dit experiment varieerde de (1-Y)-factor tussen 0,25 en 0,30.

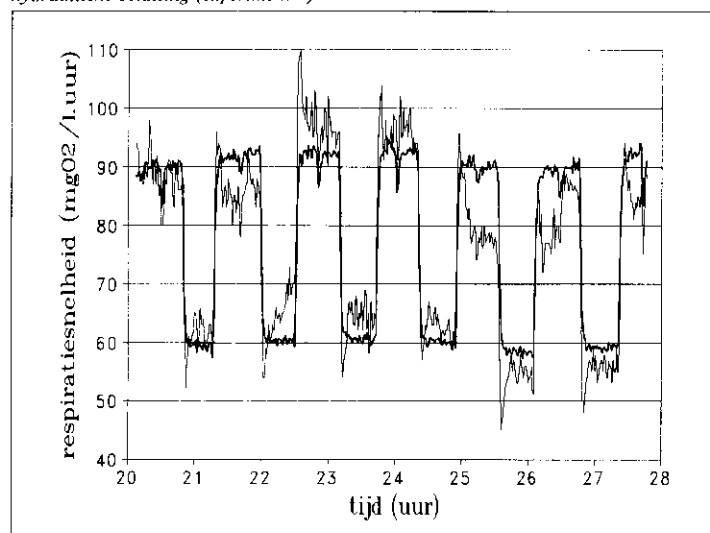
6.2. Modelsimulatie

Een volgende vraag is nu hoe het systeem zich in praktijk zal gedragen in een ongeregelde en geregelde toestand. Voor de verificatie van de werking van het regelsysteem zijn simulaties uitgevoerd, waarbij de ingangen van het systeem (CZV en debiet van PW respectievelijk LW) zijn verkregen uit een gefilterd 'random binary signal' (RBS). De data zijn zo gegenereerd dat ze een gebied bestrijken dat vergelijkbaar is met een praktijksituatie.

Afb. 2 - Gemeten (-) en gesimuleerde (-) actuele respiratiesnelheid en proceswaterdebiet (-) (experiment 1).



Afb. 3 - Gemeten (-) en gesimuleerde actuele respiratiesnelheid (-) bij wisselende hydraulische belasting (experiment 2).



6.2.1. Ongeregeld systeem

In afbeelding 4 is de r_{act} in het respiratievat en het fictieve compartiment van de carousel bij een ongeregeld systeem weergegeven.

Bij deze simulatie is uitgegaan van een gemiddelde $(1-Y)$ van 0,3. Door een stapsgewijs variërend vijzeldebiet (19.00 en 21.30 uur) en een variërende CZV van de totale afvalwaterstroom treden behoorlijke fluctuaties op in de respiratiesnelheden. Het verloop van r_{act} in het respiratievat en het fictieve compartiment van de carousel geeft geen overeenkomstig beeld. Verantwoordelijk hiervoor is de looptijd van het afvalwater in de lage olie-afscheider. Het afvalwater, dat bemonsterd wordt in ontvangstkelder, heeft namelijk nog een bepaalde verblijftijd in de lage olie-afscheider voordat het de carousel bereikt. Welke gevolgen dit heeft voor de regeling wordt behandeld in de volgende paragraaf.

6.2.2. Geregeld systeem

Voor de simulatie van een geregeld systeem is gebruik gemaakt van een klassieke PID-regelaar. Er zijn twee simulaties uitgevoerd:

simulatie a, waarbij de r_{act} geregeld wordt door sturing van het PW-debiet, simulatie b, waarbij de r_{act} geregeld wordt door sturing van het totale afvalwater-debiet.

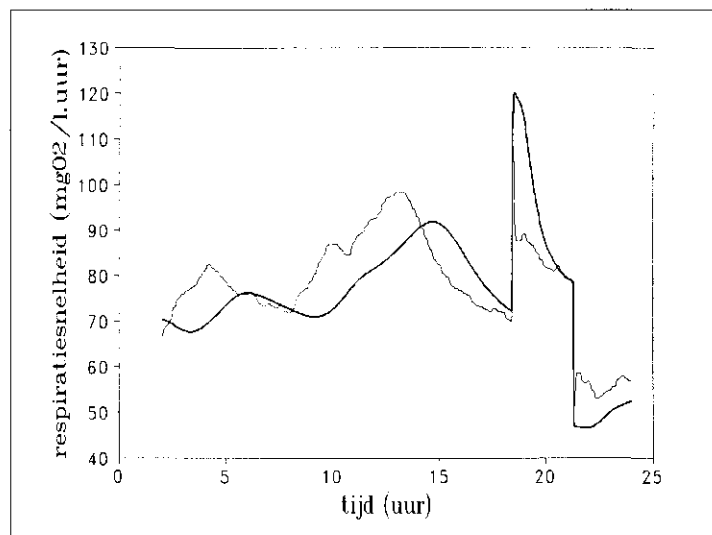
De plaats waar het afvalwater bemonsterd wordt hangt af van de keuze van de stuurvariabele. Bij mogelijkheid (a) wordt het afvalwater bemonsterd in de ontvangstkelder (afb. 1). In dit geval kan met de respirometer een verstoring geregistreerd worden voordat deze de carousel bereikt. Het is mogelijk hierop in een vroeg stadium te anticiperen door sturing van het PW-debiet. Deze regelactie wordt storingscompensatie of voorwaartse koppeling genoemd. Wanneer voor mogelijkheid (b) gekozen wordt kan

worden volstaan met bemonstering van afvalwater aan het einde van de lage olie-afscheider.

Om de werking van een dag-nacht-regeling te verifiëren is een simulatie uitgevoerd met een wisselende instelwaarde van de regelaar. Het resultaat van deze simulatie, waarbij de r_{act} geregeld wordt door sturing van het PW-debiet, is weergegeven in afbeelding 5.

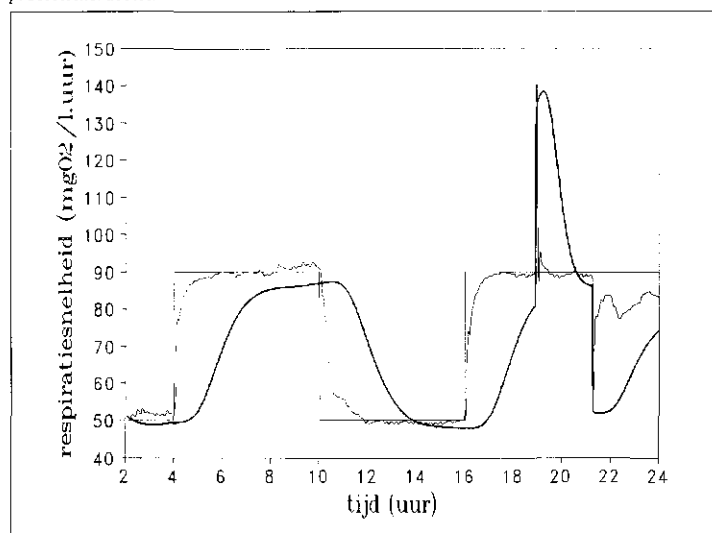
Uit de simulatie blijkt dat, wanneer de instelwaarde van de regelaar verandert van 50 naar 90 mg O₂/l.uur, r_{act} in het fictieve compartiment niet in staat is de instelwaarde direct te volgen. Ook wanneer de vijzels schakelen naar een hoger of lager debiet (19.00 en 20.30 uur), is de regelaar niet goed in staat de r_{act} in het fictieve compartiment binnen korte tijd terug te brengen op de instelwaarde van de regelaar. Nadat de regelaar een andere instelwaarde heeft gekregen of de vijzels hebben geschakeld naar een ander afvalwaterdebiet komt het CZV van het afvalwater in de ontvangstkelder, door de verblijftijd van het afvalwater in de lage olie-afscheider, niet meer overeen met het afvalwater dat de carousel binnenstroomt. De beluchter zal op dit fenomeen moeten anticiperen door de zuurstofbrengh, gedurende de looptijd van het afvalwater in de lage olie-afscheider, af te stemmen op de hogere, gelijke of lagere zuurstofbehoefte van het actief slib in de carousel. Voor de simulatie van mogelijkheid (b) wordt aangenomen dat de vijzels traploos instelbaar zijn. Het PW-debiet wordt in deze simulatie op een constante gemiddelde aanvoer ingesteld (7,5 m³/uur). Het resultaat van deze simulatie is weergegeven in afbeelding 6.

• Slot op pagina 174.

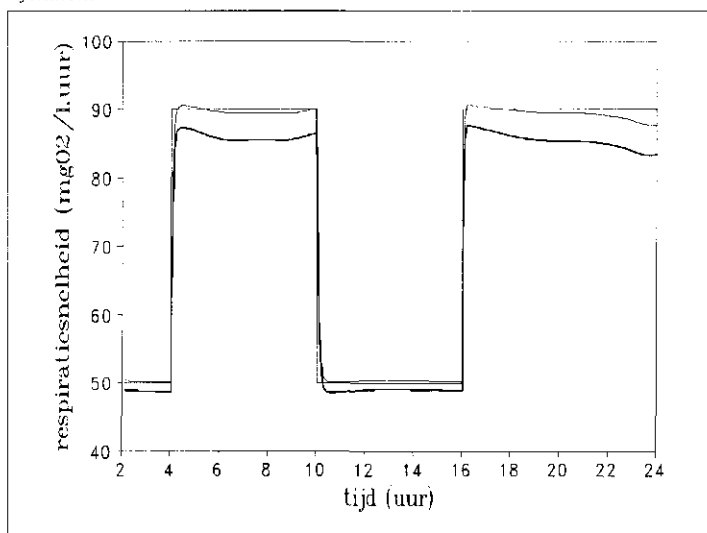


Afb. 4 - Responsie r_{act} in respirometer (-) en fictieve compartiment (-) bij ongeregeld systeem.

Afb. 5 - Responsie r_{act} in respirometer (-) en fictieve compartiment (-) door sturing proceswaterdebiet.



Afb. 6 - Responsie r_{act} in respirometer (-) en fictieve compartiment (-) door sturing vijzeldebiet.



UITZICHT, computermodel voor de berekening van doorzicht en extinctie

Inleiding

Het doorzicht of de Secchidiepte is een inzichtelijke maat die aangeeft hoe diep in het water gekeken kan worden. Een belangrijk aspect van het doorzicht is de eenvoud van de meting, waardoor de meting erg populair is. Het is ook een parameter die voorkomt in verschillende normen voor de waterkwaliteit, zoals de zwemwaternorm. Het doorzicht wordt bepaald door de in het water aanwezige zwevende stoffen, algen en slib, en de opgeloste stoffen, die een kleur hebben [1]. Het geeft indirect informatie over die stoffen.



H. BUTTEVELD
RIZA

Een andere optische eigenschap van het water is de extinctie, de uitdoving, van zonlicht in het water. Deze bepaalt de hoeveel licht die op een bepaalde diepte beschikbaar is voor groei van algen en waterplanten.

Bij beheersmaatregelen speelt het doorzicht vaak een rol, omdat er naast verlaging van algenbiomassa ook gestreefd wordt naar het verhogen van het doorzicht, bijvoorbeeld om te voldoen aan de zwemwaternorm van 1 m doorzicht. Om uitspraken te kunnen doen over het te verwachten doorzicht na een maatregel zijn modellen nodig. De modellen voor het berekenen van het doorzicht zijn meestal gebaseerd op een meervoudige lineaire regressie (MLR) van het reciproke doorzicht met de concentraties van de voor het doorzicht van belang zijnde stoffen. Het doorzicht dat een MLR-model berekent als alle concentraties nul zijn, het zogenaamde achtergronddoorzicht, is in de meeste gevallen laag. Voor het Veluwemeer en het Wolderwijd is het op die manier gevonden achtergronddoorzicht 0,6-0,8 m [2]. Het achtergronddoorzicht verkregen met een MLR-model is een niet realistisch lage schatting van het maximaal te verwachten doorzicht. Bij het doorrekenen van beheersmaatregelen zijn deze modellen daarom slecht te gebruiken.

Om de tekortkoming van de MLR-modellen te ondervangen is bij RIZA een model gemaakt om het doorzicht te berekenen, gebaseerd op een spectrale beschrijving van het lichtklimaat onder water [3]. Het model is UITZICHT,

Samenvatting

Het doorzicht is een veel gebruikte maat in het waterbeheer. Bij beheersmaatregelen gericht op het verbeteren van de waterkwaliteit, wordt onder andere gestreefd naar een hoger doorzicht. Voor het voorspellen van het effect van maatregelen op het doorzicht zijn modellen nodig. Het computermodel UITZICHT berekent op basis van concentraties zwevende stof, gloeirest, chlorofyl- α en de absorptie van humuszuren, het doorzicht en de extinctie. Het voordeel van dit model ten opzichte van meervoudige lineaire regressie modellen is een betere schatting van hogere waarden van het doorzicht. Het model is geoptimaliseerd voor de Randmeren. UITZICHT is gebruikt om het doorzicht in het Wolderwijd te schatten voor de situatie na de Actief Biologisch Beheer maatregel van eind 1990 en begin 1991.

UITdoving van licht en berekening door ZICHT, genoemd en is beschikbaar als PC-programma. Het model berekent op basis van de voor het lichtklimaat van belang zijnde componenten: zwevende stof, gloeirest, chlorofyl en opgeloste humuszuren, de extinctie en het doorzicht. Bij het Actief Biologisch Beheer advies over het Wolderwijd zijn de na de ingreep te verwachten gehalten geschat. Met behulp van UITZICHT is vervolgens het te verwachten doorzicht berekend [4].

In dit artikel wordt ingegaan op het model UITZICHT. De benodigde gegevens, zoals de spectrale absorptie- en verstrooiingscoëfficiënten worden beschreven. Met behulp van een eenvoudig stralingstransportmodel worden de extinctie en het doorzicht berekend. Het model is geïkt met data uit de periode 1978-1983 van het Veluwemeer en het Wolderwijd. Met de gegevens uit 1991 van het Wolderwijd wordt de bruikbaarheid van dit model getest voor situaties waar een beheersmaatregel heeft plaatsgevonden.

Lichtklimaat

In de waterkolom hebben opgeloste en zwevende stoffen interactie met het invallende licht. Het invallende licht wordt hierdoor verzwakt op zijn weg door het water. Deze verzwakking is te meten met lichtmeters. Meestal wordt daarbij gebruik gemaakt van een sensor die het gehele zichtbare gebied, 400-700 nm, van het spectrum meet. In dat geval spreken we van PAR, Photosynthetic Activ Radiation. Uit de meting van de hoeveelheid PAR op verschillende dieptes is de verzwakkingscoëfficiënt of extinctiecoëfficiënt K te berekenen. De definities en naamgeving van grootheden, zoals die hier worden gebruikt, zijn beschreven in [1, 5].

De extinctie van zonlicht in het water en ook het doorzicht zijn zogenaamde apparente eigenschappen; de grootheid hangt af van de meetomstandigheden,

zoals de zonnestand en bewolgingsgraad [5]. Daarnaast zijn er ook inherente eigenschappen die alleen afhangen van het medium. De twee belangrijkste inherente eigenschappen, absorptie- en verstrooiingscoëfficiënt, worden gebruikt bij de modellering van het lichtklimaat onder water. In praktijk worden deze coëfficiënten met een spectrofotometer gemeten.

De som van absorptie- en verstrooiingscoëfficiënt wordt bundelverzwakkingscoëfficiënt (c) genoemd. Met een standaard spectrofotometer wordt meestal een grootheid gemeten die een redelijke benadering is van deze bundelverzwakkingscoëfficiënt. In het geval dat er geen verstrooiende deeltjes aanwezig zijn wordt alleen absorptie gemeten. Het meten van het absorptiespectrum van verstrooiende suspensies, zoals algen, kan met een zogenaamde Ulbricht-sphere of via een meting aan het op een filter achtergebleven materiaal [6, 7, 8].

Bij absorptie wordt licht opgenomen door lichtabsorberende stoffen, water, opgeloste humuszuren, algen (fotosynthese) en dood organisch materiaal. Verstrooiing van licht vindt plaats aan deeltjes; de richting van het licht wordt hierdoor beïnvloed. Het licht legt door deze verstrooiing een langere weg door de waterkolom af waarbij de kans op absorptie toeneemt. Voor deeltjes die in het oppervlaktewater voorkomen, geldt dat het licht voornamelijk in de voorwaartse richting wordt verstrooid. Een klein deel van het licht wordt in alle richtingen verstrooid. Met optische remote sensing technieken kan dit gereflecteerde licht worden waargenomen. Kwantitatieve informatie over de componenten in het water kan worden verkregen door de intensiteit van het gereflecteerde licht te meten bij een aantal goed gekozen golflengtes [9, 10, 11].

De processen van lichtuitdoving en -reflectie worden beschreven door een

absorptiecoëfficiënt en een verstrooiingscoëfficiënt. Deze coëfficiënten zijn een functie van de golflengte. De extinctiecoëfficiënt is daardoor golflengteafhankelijk. In een plas die wordt gedomineerd door algen vindt een hoge absorptie van blauw en rood licht plaats met als gevolg een groene kleur. De basis van het model, voor het berekenen van de extinctie en het doorzicht, is een verband dat Kirk [12], via Monte Carlo simulatie van het stralingstransport, heeft afgeleid voor de extinctiecoëfficiënt als functie van absorptie- en verstrooiingscoëfficiënt bij één golflengte.

$$K(\lambda) = \frac{1}{\mu} \sqrt{a(\lambda)^2 + (0,425 \mu - 0,19)a(\lambda)b(\lambda)} \quad (1)$$

- $K(\lambda)$ = extinctiecoëfficiënt, m^{-1}
- $a(\lambda)$ = totale absorptiecoëfficiënt, m^{-1}
- $b(\lambda)$ = totale verstrooiingscoëfficiënt, m^{-1}
- μ = $\cos(z_0)$
- z_0 = zenith hoek van de zon (onder water)
- λ = golflengte, nm

De spectra van absorptie- en verstrooiingscoëfficiënten zijn de som van de spectra van de coëfficiënten van de afzonderlijke optisch actieve componenten.

$$a(\lambda) = a_{\text{water}}(\lambda) + a_{\text{humus}}(\lambda) + a_{\text{algen}}(\lambda) + a_{\text{slib}}(\lambda) \quad (2)$$

$$b(\lambda) = b_{\text{water}}(\lambda) + b_{\text{humus}}(\lambda) + b_{\text{algen}}(\lambda) + b_{\text{slib}}(\lambda) \quad (3)$$

Model UITZICHT

Met behulp van de vergelijking voor $K(\lambda)$ is per golflengte de hoeveelheid licht (irradiantie) bij die golflengte op een bepaalde diepte te berekenen. Hierbij is verondersteld dat $K(\lambda)$ constant is over de diepte. De irradiantie neemt exponentieel af met de diepte en is evenredig met de irradiantie aan het wateroppervlak. Omdat in het veld PAR wordt gemeten moet de irradiantie [$W \cdot m^{-2}$] worden omgezet naar de quantum irradiantie [$E_i \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$]. Dit is noodzakelijk omdat in rood licht bijna 2 keer zoveel lichtquanta aanwezig zijn dan in blauw licht, bij dezelfde energie. Per golflengte wordt de quantum irradiantie berekend. Vervolgens wordt het spectrum van de quantum irradiantie geïntegreerd van 400 tot 700 nm om PAR te bepalen.

$$E_{\text{par}}(z) = \int_{400}^{700} E_0(\lambda) \cdot e^{-K(\lambda) \cdot z} \cdot \frac{\lambda \cdot 10^9}{c \cdot h \cdot 6,02 \cdot 10^{23}} d\lambda \quad (4)$$

- $E_{\text{par}}(z)$ = PAR op diepte z , $E_i \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$
- $E_0(\lambda)$ = irradiantie net onder wateroppervlak $W \cdot m^{-2}$
- c = lichtsnelheid, $3 \cdot 10^8 \text{ m} \cdot s^{-1}$

- h = constante van Planck, $6,6262 \cdot 10^{-34} \text{ J} \cdot s$
- λ = golflengte, nm
- z = diepte, m

Voor $E_0(\lambda)$ wordt een golflengteafhankelijkheid volgens de stralingswet van Planck aangenomen met een temperatuur van 6.000 K. Dit komt goed overeen met het spectrum van de zon. Voor de berekening van de extinctie met UITZICHT is de absolute hoeveelheid invallend licht niet van belang. Is echter de hoeveelheid straling op een bepaalde diepte gewenst dan zal een betere formulering voor het invallende licht gebruikt moeten worden. Ook moeten dan de reflectieverliezen aan het wateroppervlak in rekening worden gebracht.

De extinctie voor PAR, K_{par} , kan nu gedefinieerd worden als:

$$K_{\text{par}} = \frac{1}{z_2 - z_1} \ln \frac{E_{\text{par}}(z_1)}{E_{\text{par}}(z_2)} \quad (5)$$

- K_{par} = extinctiecoëfficiënt voor zonlicht, m^{-1}
- $E_{\text{par}}(z)$ = PAR op diepte z , $E_i \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$

In de modelberekening wordt de integraal berekend door $E_{\text{par}}(\lambda)$ om de 5 nm te berekenen en vervolgens te sommeren. K_{par} wordt berekend uit E_{par} op twee dieptes. Het blijkt dat K_{par} afneemt met de diepte. Dit effect wordt veroorzaakt door de hoge absorptie in het blauwe en rode gedeelte van het spectrum [13, 14]. Op grotere diepte is er geen blauw en rood licht meer beschikbaar en wordt K_{par} alleen bepaald door de extinctie van het groene licht.

Het op het wateroppervlak invallende licht bestaat uit licht dat rechtstreeks afkomstig is van de zon, direct licht, en een gedeelte dat door verstrooiing in de atmosfeer uit alle richtingen, diffuus licht, komt. Voor de beschrijving van het lichtveld wordt gebruik gemaakt van een zogenaamde gemiddelde cosinus van het invallende licht [1]. Volgens De Keijzer [15] is de gemiddelde cosinus onder water voor diffuus licht ongeveer 0,85 en is de additionele afhankelijkheid van direct zonlicht in combinatie met de zonnestand $\pm 6\%$. Deze afhankelijkheid van de zonnestand is niet meegenomen, omdat behalve de zonnestand ook de verhouding tussen direct en diffuus invallend licht van belang is voor de gemiddelde cosinus van het invallende licht. Deze informatie is meestal niet beschikbaar. Bovendien bleek dat een variatie van 6% in de gemiddelde cosinus te resulteren in een variatie van 2% in de extinctie en in 0,3% in het door-

zicht. De invloed van de zonnestand is daarom niet meegenomen in de modellering. Hier is voor de zenithhoek onder water 30° genomen.

Berekening doorzicht

Preisendorfer [16] geeft een uitvoerige beschrijving van de theoretische achtergronden en een eenvoudige vergelijking voor de Secchdiepte. De Secchdiepte kan als volgt worden berekend:

$$\text{Doorzicht} = \frac{\Gamma}{c_{\text{par}} + K_{\text{par}}} \quad (6)$$

- Γ = constant
- c_{par} = bundelverzwakingscoëfficiënt voor PAR, m^{-1}
- K_{par} = extinctiecoëfficiënt voor PAR, m^{-1}

Voor c_{par} wordt de totale bundelverzwakingscoëfficiënt van licht tussen 400 en 700 nm genomen. Hiertoe wordt c_{par} door $c(\lambda)$ bepaald, analoog aan de berekening van K_{par} waarbij $K(\lambda)$ wordt vervangen door $c(\lambda)$.

De constante Γ is helaas geen echte constante. Dit wordt onder meer veroorzaakt omdat in deze constante de ooggevoeligheid en ook het contrast tussen de witte (Secchi)schijf en het water zijn verwerkt. De constante Γ is geoptimaliseerd.

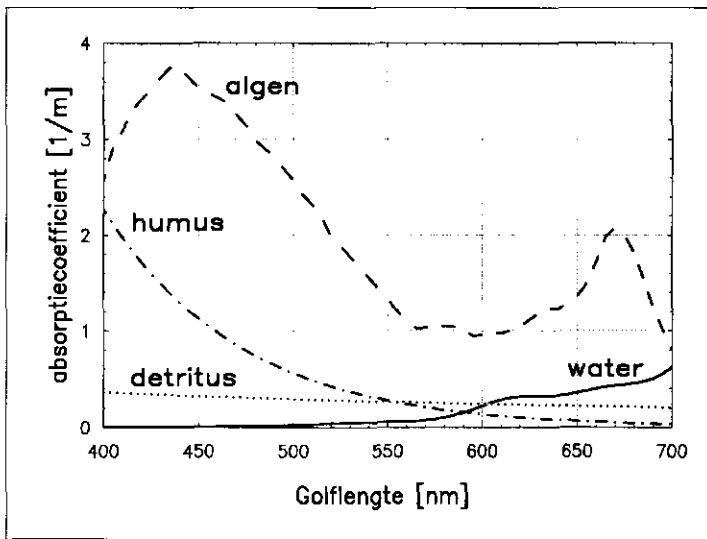
De extinctie wordt voornamelijk bepaald door absorptie. Het doorzicht daarentegen wordt in belangrijke mate door de verstrooiing bepaald. Dit komt doordat in de Nederlandse situatie verstrooiing groter is dan absorptie.

Absorptie- en verstrooiingscoëfficiënten

Voor het berekenen van extinctie en doorzicht worden in het model spectra van de absorptie- en verstrooiingscoëfficiënten van de afzonderlijke componenten in het water gebruikt. Helaas zijn niet al deze spectra beschikbaar. Het is daarom nodig om een aantal coëfficiënten in het model te optimaliseren aan de hand van metingen van extinctie en doorzicht. De componenten die van belang zijn voor de uitdoving van het licht zijn water, opgeloste humuszuren, algen en dode zwevende stof, hier aangeduid als slib. De laatste categorie bevat een anorganische fractie en een fractie met organische materiaal, ook wel detritus genoemd.

Water

Voor de absorptie- en verstrooiingscoëfficiënten van water zijn getabelleerde waarden genomen [18]. Water heeft in het grootste gedeelte van het zichtbare spectrum geen noemenswaardige absorptie, zeker in verhouding tot de



Afb. 1 - Absorptiespectra van water, opgeloste humuszuren, algen en detritus.

absorptie van licht door humuszuren in de Nederlandse zoete wateren. De absorptie neemt toe in het rode gedeelte van het spectrum, zoals te zien is in afbeelding 1.

Humuszuren

De in het water opgeloste humuszuren worden door hun geel-bruine kleur ook wel 'Gelbstoff' of 'yellow substance' genoemd. De absorptie van licht door humuszuren neemt exponentieel toe met kleinere golflengtes. Humuszuren in het water zijn gedefinieerd als de organische stoffen in het filtraat na een filtratie over een $0,45 \mu\text{m}$ membraan filter. We gaan er van uit dat er alleen absorptie en geen significante verstrooiing door humuszuren is.

De golflengte-afhankelijkheid van de absorptiecoëfficiënt van opgeloste humuszuren wordt meestal als volgt weer-gegeven [18, 19].

$$a_h(\lambda) = a_h(380) e^{-k_h(\lambda-380)} \quad (7)$$

$$a_h(\lambda) = \text{absorptiecoëfficiënt van humus}$$

$$k_h = \text{constante, } 0,014 \text{ nm}^{-1}$$

Als relatieve maat voor het gehalte humuszuren kan wat betreft de licht-uitdoving de absorptie $a_h(380)$ dienst doen. De exponentiële vergelijking wordt gebruikt om de absorptie bij de andere golflengtes te berekenen. In het model zit de mogelijkheid om de constante k_h aan te passen. De range van gemeten waarden ligt tussen de $0,01$ en $0,025 \text{ nm}^{-1}$. De waarde van $0,014 \text{ nm}^{-1}$ is voor Nederlandse binnenwateren een redelijke aanname [19]. Metingen van het absorptie spectrum van humuszuren voor specifieke meren geeft natuurlijk de mogelijkheid om de 'constante' te bepalen.

Gebruik van verbanden tussen $a_h(380)$ en DOC is niet aan te bevelen. Zelf de absorptie bij 380 nm van gefilterd water

TABEL I - Range gemeten absorptiecoëfficiënt bij 380 nm van gefilterd water.

meer	$a_h(380) \text{ m}^{-1}$
Veluwemeer	3-5
Wolderwijd	2-5
Nuldernauw	3-16
Ijsselmeer	4-8
Markermeer	3-6
Volkerak/Zoommeer	2-5

bepalen is verstandiger. In tabel I staat de range van waargenomen $a_h(380)$ voor een aantal meren.

Algen

Algen absorberen en verstrooien het licht. In de literatuur zijn absorptie- en verstrooiingsspectra van algen te vinden [20] en er zijn ook theoretische beschrijvingen van algenspectra gegeven [21]. Omdat voor algen het absorptie-spectrum en het verstrooiingsspectrum globaal een invers verloop hebben mag als vereenvoudiging worden gesteld dat het spectrale verloop van de bundelverzwakking constant is [22]. De berekeningswijze voor de absorptie en verstrooiingscoëfficiënten van algen is dan als volgt. Als maat voor de algencentratie wordt het chlorofyl- α gehalte gebruikt.

$$c_a = a_a(550) + 0,12 \text{ chlorofyl}^{0,063} k_a \quad (8)$$

$$a_a(\lambda) = (0,058 + 0,018 \text{ chlorofyl}) a_{chl} k_a \quad (9)$$

$$b_a(\lambda) = c_a - a_a(\lambda) \quad (10)$$

- c_a = bundelverzwakkingscoëfficiënt voor algen, m^{-1}
- $a_a(\lambda)$ = absorptiecoëfficiënt voor algen, m^{-1}
- $b_a(\lambda)$ = verstrooiingscoëfficiënt voor algen, m^{-1}
- $a_{chl}(\lambda)$ = specifieke absorptiecoëfficiënt voor chlorofyl, $\text{m}^{-1}/\mu\text{g/l}$, [20]

k_a = constante
chlorofyl = concentratie chlorofyl- α , $\mu\text{g/l}$

De voor de beschrijving van de optische eigenschappen van algen gebruikte formulering is afkomstig van Prieur en Sathyendranath [20] evenals de getallen voor de specifieke absorptie voor chlorofyl. In de natuur komen verschillende soorten algen voor, die ieder hun eigen absorptie en verstrooiingsgedrag vertonen. Door de constante k_a te kiezen kan rekening worden gehouden met de algensoortensamenstelling, hoewel dit natuurlijk slechts beperkte mogelijkheden biedt. Pigmentensamenstelling die per algensoort kan verschillen is op deze manier niet te simuleren. Hier is deze vereenvoudiging toegestaan omdat we in K_{par} en het doorzicht zijn geïnteresseerd. Is echter de spectrale beschrijving van de extinctie gewenst dan zal de hier gebruikte beschrijving voor de optische eigenschappen van algen niet meer voldoen.

Slib

Het totaal zwevende stof bestaat uit slib, bestaande uit gloeirest en een organische fractie (detritus) en algen. In de veld-situatie is het onderscheid tussen gloeirest en detritus moeilijk te maken, zeker in termen van optische grootheden, omdat ze in de natuur niet los van elkaar voorkomen. Hier wordt het slibgehalte gebruikt om de bundelverzwakkingscoëfficiënt c_s van het slib te berekenen. De absorptie van het slib a_s wordt berekend op basis van het detritusgehalte. Het gehalte slib en detritus wordt berekend uit de gehalten totaal zwevende stof, gloeirest en chlorofyl, waarbij het gewicht van de algen wordt geschat op basis van een omrekeningsfactor (g_{chl}).

$$\text{detritus} = \text{zwevende stof} - \text{gloeirest} - g_{chl} \text{ chlorofyl}$$

$$\text{slib} = \text{zwevende stof} - g_{chl} \text{ chlorofyl}$$

De waarde van g_{chl} ligt tussen $0,07$ - $0,1$ [23]

De golflengte-afhankelijkheid van de optische parameters van zwevend materiaal wordt meestal beschreven met een verband omgekeerd evenredig met de golflengte [20]. Dit is een vrij grove aanname omdat de verstrooiing van deeltjes sterk afhangt van de grootte van de deeltjes. Een betere benadering is mogelijk als de deeltjesgrootteverdeling bekend is, waarna de bundelverzwakkingscoëfficiënt is te berekenen [24].

$$c_s(\lambda) = k_1 \text{ slib} \frac{k_2}{\lambda} \quad (11)$$

$$a_s(\lambda) = k_3 \text{ detrius} \frac{400}{\lambda} \quad (12)$$

$$b_s(\lambda) = c_s(\lambda) - a_s(\lambda) \quad (13)$$

$k_1, k_2, k_3 =$ constanten bundelverzwakking zwevende stof

Spectra

De spectra van de van de afzonderlijke absorptiecoëfficiënten zijn weergegeven in afbeelding 1. Het model berekent vervolgens de som van de afzonderlijke absorptie- en verstrooiingscoëfficiënten (afb. 2). Op basis van die spectra wordt het spectrum van de extinctiecoëfficiënt berekend. Opvallend is het grote verschil tussen de absorptie en de verstrooiing. Het spectrum van de extinctie wordt qua vorm en hoogte voornamelijk door de absorptie bepaald. De extinctie is iets hoger dan de absorptie door de extra weglengte die wordt afgelegd door verstrooid licht. Uit deze spectrale extinctie wordt de extinctie voor PAR afgeleid. In dit geval wordt $K_{par} = 3,3 \text{ m}^{-1}$, dit is iets hoger dan de minimale spectrale waarde. K_{par} wordt sterk bepaald door het minimum in de spectrale extinctie en komt qua vorm sterk overeen met het absorptiespectrum.

De verstrooiingscoëfficiënt is voor de Nederlandse situatie veel groter dan de absorptiecoëfficiënt. Dit heeft tot gevolg dat het doorzicht naar verhouding sterker wordt bepaald door de verstrooiing dan de absorptie.

Coëfficiënten UITZICHT

De coëfficiënten in het model zijn verkregen via een optimalisatie methode. Eerst is het gedeelte van het model dat betrekking heeft op de extinctie ge-optimaliseerd, vervolgens het gedeelte voor het doorzicht. Als criterium is de som van de kwadraten van het verschil tussen berekende waarde en gemeten waarde gebruikt. Extinctie- en doorzichtmetingen in het Wolderwijd/Nuldernauw en het Veluwemeer uit de periode 1978 t/m 1985 zijn hiervoor gebruikt.

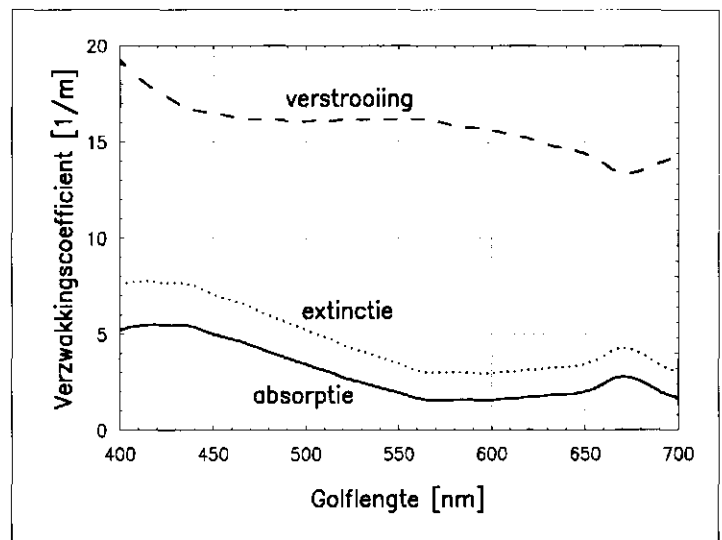
De optimalisatie resulteerde in de volgende coëfficiënten voor het model.

TABEL II - Coëfficiënten UITZICHT voor de Randmeren.

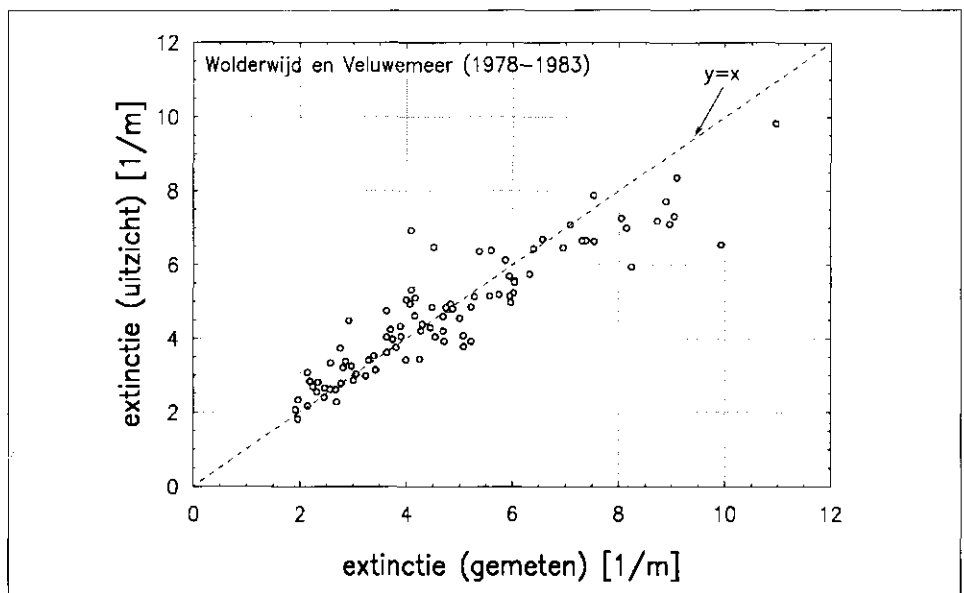
humuszuren	k_h	0,014		
slib	k_1	0,528;	k_2	1,0;
			k_3	0,0373
algen	k_a	2,73;	ϵ_{chl}	0,07 (mg/ μ g)
doorzicht	F	6,46		

Het resultaat van met het model berekende en gemeten extinctie en doorzicht staan in de afbeeldingen 3 en 4. UITZICHT geeft goede resultaten voor extincties tot 8 m^{-1} . Ook voor het door-

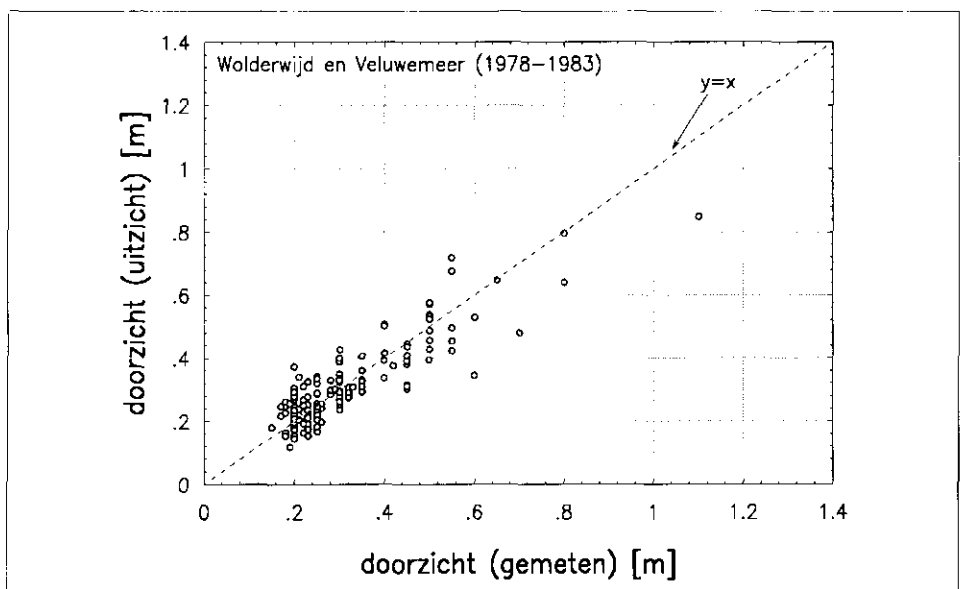
Afb. 2 - Som van de afzonderlijke absorptie- en verstrooiingscoëfficiënten en het berekende spectrum van de extinctiecoëfficiënt.

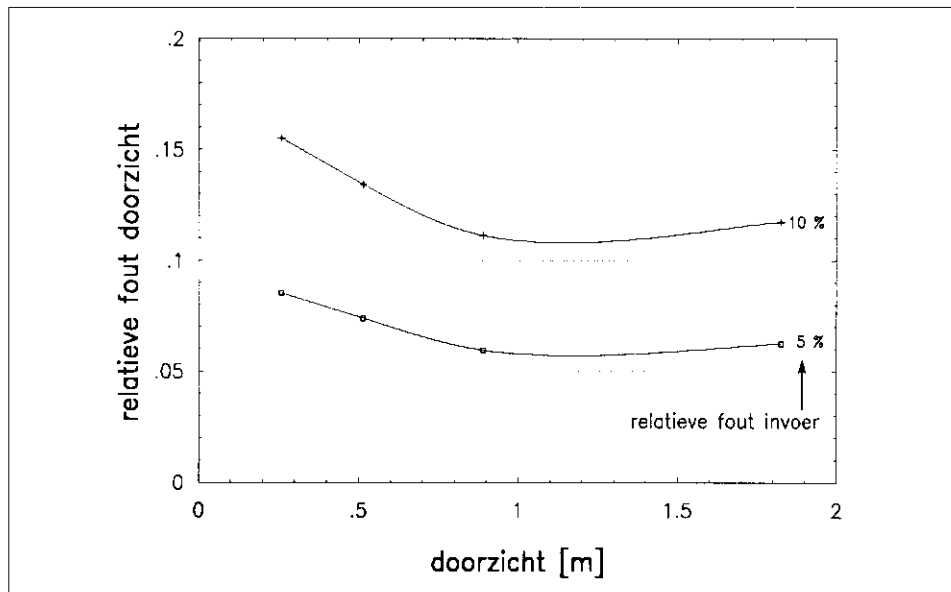


Afb. 3 - Met UITZICHT berekende extinctie als functie van de gemeten extinctie. Wolderwijd en Veluwemeer 1978-1983.

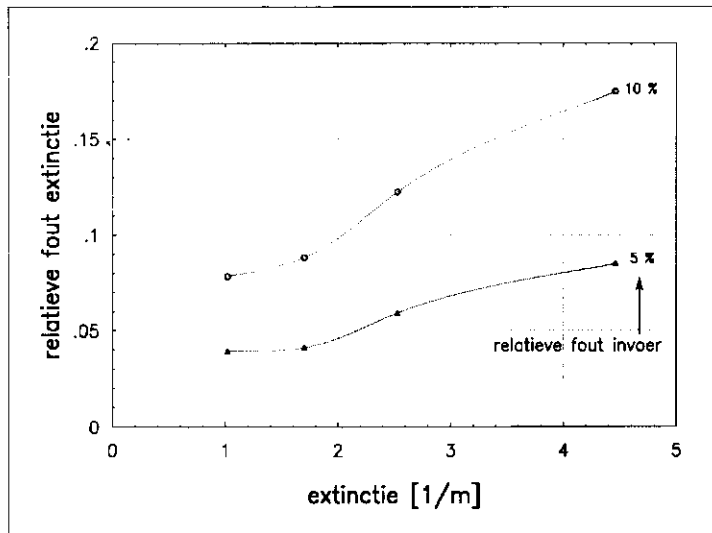


Afb. 4 - Met UITZICHT berekend doorzicht als functie van het gemeten doorzicht. Wolderwijd en Veluwemeer 1978-1983.





▲ Afb. 5 - Relatieve fout in het met UITZICHT berekend doorzicht door een relatieve fout van 5 en 10% in de invoerdata, chlorofyl, zwevende stof en gloeirest, als functie van het doorzicht.



◀ Afb. 6 - Relatieve fout in de met UITZICHT berekende extinctie door een relatieve fout van 5 en 10% in de invoerdata, chlorofyl, zwevende stof en gloeirest, als functie van de extinctie.

zicht zijn de resultaten bevredigend. In de beschikbare dataset zitten weinig doorzicht metingen van 1 m en hoger. Van systematische onderschatting van een hoger doorzicht is hier geen sprake.

Gevoeligheidsanalyse UITZICHT

Gemeten waarden van waterkwaliteitsparameters zijn niet vrij van fouten. Bij de beoordeling van de modelresultaten moeten we daar rekening mee houden. Om een indruk te krijgen hoe het model reageert op fouten in de invoer zijn twee situaties bekeken. Geanalyseerd is wat de invloed op extinctie en doorzicht is van een relatieve afwijking van 5 en 10% in zwevende stof, gloeirest en chlorofyl- α .

De invloed van opgeloste humuszuren is apart geëvalueerd. Omdat detritus wordt berekend uit zwevende stof, gloeirest en algen, heeft deze een hogere relatieve fout. De analyse is gedaan voor een aantal

concentraties, zodat zowel lage als hoge waarden voor het doorzicht worden bekeken. Met het model zijn het doorzicht en de extinctie berekend voor de oorspronkelijke concentraties en de concentraties met de foutenmarge. Vervolgens is de relatieve afwijking in doorzicht en extinctie uitgezet tegen respectievelijk de oorspronkelijke waarden voor het doorzicht en de extinctie (afbeelding 5 en 6).

De relatieve fout in het doorzicht neemt toe als het doorzicht afneemt. Bij een doorzicht van circa 1 m is de relatieve afwijking in het doorzicht ongeveer even groot als de afwijking in de invoer. Als het doorzicht lager is dan 0,5 m dan neemt de fout toe tot bijna 2 keer de relatieve fout in de invoer.

De relatieve fout in de extinctie neemt toe met de extinctie. De relatieve fout in de extinctie is voor een lage extinctie ongeveer gelijk aan de relatieve fout in de

invoer. Voor de hogere extincties is de relatieve fout ongeveer het dubbele van de fout in de invoer.

Het blijkt dus dat lage doorzichten en hoge extincties moeilijker te voorspellen zijn omdat ze gevoeliger zijn voor fouten in de invoer.

Er is hierbij van uitgegaan dat de relatieve fout in de invoer waterkwaliteitsparameters constant is en onafhankelijk van de concentratie. Dit zal niet altijd het geval zijn omdat vooral lage concentraties grotere fouten zullen hebben, als de hoeveelheid water die wordt geanalyseerd gelijk blijft. Dit laatste heeft tot gevolg dat de fout bij lage concentraties oploopt en doorwerkt bij een hoog doorzicht en een lage extinctie.

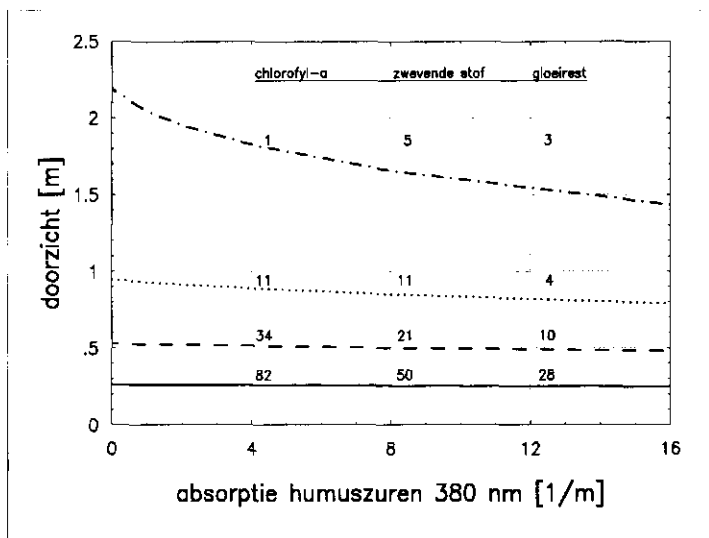
Humuszuren

De parameter die hier gebruikt wordt om de humuszuren te karakteriseren is minder bekend en daardoor minder bemeten dan de andere gehalten die als invoer voor dit model dienen. Om een idee te geven van de orde van grootte van de absorptie van humuszuren is in tabel I een overzicht gegeven voor een paar meren. In veenplassen komen veel hogere waarden voor dan de meren in het IJsselmeergebied. In de Friese meren komen waarden voor $a_h(380)$ tot 20-30 m^{-1} voor [19].

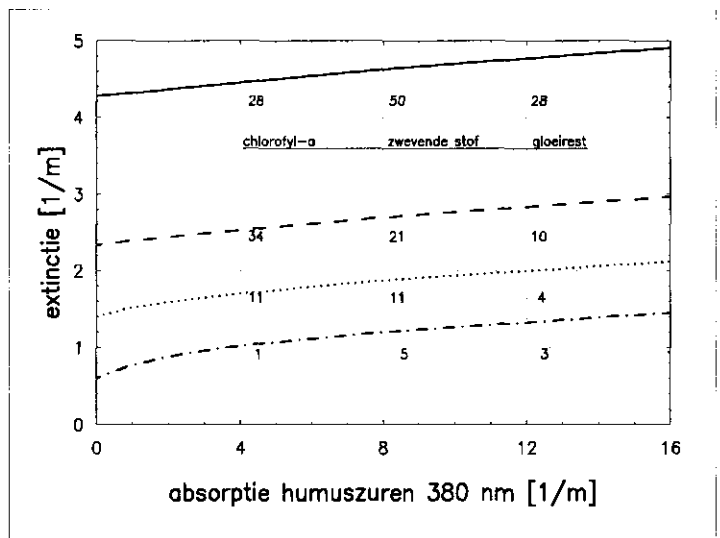
Het effect van het humuszurengehalte op extinctie en doorzicht is berekend voor 4 verschillende invoersets. In de afbeeldingen 7 en 8 is de invloed van een toename van de opgeloste humuszurengehalte op extinctie en doorzicht uitgezet, waarbij de andere gehalten constant zijn gehouden. In de afbeelding zijn die gebruikte concentraties vermeld. Het blijkt dat de invloed van humuszuren op extinctie en doorzicht hoger is als het water helderder is. Bij toenemende verstrooiing wordt de invloed op het doorzicht steeds kleiner. Voor een 'helder' water met een doorzicht van circa 2 m neemt het doorzicht 0,5 m af als $a_h(380)$ toeneemt van 2 tot 12 m^{-1} . Bij een doorzicht van 1 m is de afname slechts 0,1 m. De extinctie neemt toe als $a_h(380)$ toeneemt. Voor $a_h(380) > 4 m^{-1}$ en $K_{par} > 2 m^{-1}$ is de toename constant en onafhankelijk van de andere concentraties.

UITZICHT en Wolderwijd 1991

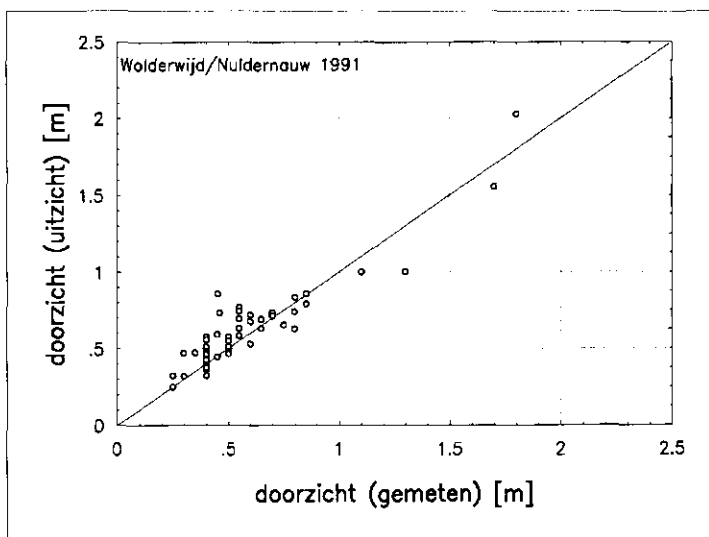
In het Wolderwijd/Nuldernauw heeft eind 1990 en begin 1991 een ingrijpende actief biologisch beheer maatregel plaatsgevonden. In totaal is circa 400.000 kg witvis gevangen en is vervolgens op grote schaal snoek uitgezet. Dit heeft geresulteerd in een toename van het zomerhalfjaargemiddelde doorzicht tot 0,7 m ten



Afb. 7 - Invloed van de toename van de absorptiecoëfficiënt bij 380 nm van humuszuren op het doorzicht voor verschillende niveaus van het doorzicht. In de afbeelding zijn per lijn de gebruikte concentraties vermeld.



Afb. 8 - Invloed van de toename van de absorptiecoëfficiënt bij 380 nm van humuszuren op de extinctie voor verschillende niveaus van de extinctie. In de afbeelding zijn per lijn de gebruikte concentraties vermeld.



Afb. 9 - Met UITZICHT berekend doorzicht als functie van het gemeten doorzicht. Wolderwijd/Nuldernauw 1991.

opzichte van circa 0,3 m in 1990 en voorgaande jaren. Bovendien was het een aantal keren mogelijk om de bodem van het meer te zien [25].

De meetgegevens van 1991 zijn gebruikt om te kijken of UITZICHT een realistische schatting geeft van het doorzicht na een eutrofiëeringsmaatregel.

In afbeelding 9 is het gemeten doorzicht uitgezet tegen het met UITZICHT berekende doorzicht. Uit de afbeelding blijkt dat bijna alle berekende waarden niet meer dan 20 cm van de gemeten waarde afwijken. De waarden boven de 1 m worden ook redelijk voorspeld. Dit laatste zou met een model gebaseerd op meervoudige lineaire regressie niet mogelijk zijn, omdat het maximale te berekenen doorzicht in dit geval op 0,8 m ligt.

Conclusies

Gebaseerd op spectrale optische eigenschappen en een eenvoudige formulering voor het lichttransport in het water is een model UITZICHT gemaakt waarmee het doorzicht en de extinctie berekend kunnen worden. De invoer voor het model zijn de waterkwaliteitsparameters zwevende stof, gloeirest en chlorofyl-*a* en de absorptiecoëfficiënt van de opgeloste humuszuren. Gegevens over de eerste drie parameters zijn noodzakelijk voor een goed begrip van de oorzaken van een laag doorzicht. Voor de absorptie van humuszuren kan in veel gevallen worden volstaan met een schatting. Echter als het doorzicht boven de meter komt is het beter ook deze waarde te meten. Het model is goed bruikbaar voor het schatten van een doorzicht na een beheersmaatregel omdat het met UITZICHT mogelijk is om ook hogere

doorzichten goed te berekenen. Dit is niet mogelijk met MLR-modellen.

Ook is het mogelijk om met het model een afschatting te maken van de relatieve bijdrage aan de extinctie en het doorzicht van de verschillende stoffen in het water.

De invloed van opgeloste humuszuren op het doorzicht wordt merkbaar bij een doorzicht van circa 1 m en hoger. Bij een doorzicht van 0,5 m en kleiner is de invloed van humuszuren op het doorzicht verwaarloosbaar. Het effect van opgeloste humuszuren op extinctie is nagenoeg onafhankelijk van de extintie, met uitzondering van het gebied met lage humuszurenabsorptie en lage extinctie.

Literatuur

1. Kirk, J. T. O. (1983). *Light and photosynthesis in aquatic ecosystem*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
2. Bakema, A. H. (1988). *Empirische lichtmodellering voor een aantal Nederlandse meren*. WL, T387, Delft.
3. Buiteveld, H. (1990). *UITZICHT. Model voor berekening van doorzicht en extinctie*. RIZA, nota 90.058, Lelystad.
4. Meijer M-L. (1989). *Toepassing van Actief Biologisch Beheer in het Wolderwijd-Nuldernauw. Rapportage van de projectgroep Actief Biologisch Beheer*. DBW/RIZA nota 89-057, Lelystad.
5. Ebben, M. H. M. (1992). *Optica onder water. Troebelheid, doorzicht en extinctie*. H₂O, 25, 634-637.
6. Donze M. en Dubbelaar, G. B. J. (1984). *Theoretische en experimentele onderzoeken aangaande de interpretatie van spectrofotometrische waarnemingen van algen*. TUD. Vakgroep Gezondheidstechniek en Waterbeweging. Rapport nr. 84-06.
7. Dubelaar, B. J., Visser, J. W. M. and Donze, M. (1987). *Anomalous behaviour of forward and perpendicular light scattering of a cyanobacterium owing to intracellular gas vacuoles*. Cytometry 8, 405-412.
8. Maske, H. and Haardt, H. (1987). *Quantitative in vivo absorption spectra of phytoplankton: detrital absorption and comparison with fluorescence excitation spectra*. Limnology and Oceanography 32, 620-633.
9. Stokkom, H. T. C. van en Donze, M. (1988).

Optische remote sensing en oppervlaktewater nu. H₂O, 21, p 33-42.

10. Buiteveld, H., Meulstee, C. en Bakker, H. (1989). *Gebruik van satellietbeelden in het IJsselmeer-gebied.* BCRS rapport 89-31, Delft.
11. Dekker, A. G. (1990). *The remote sensing Loosdrecht Lakes project.* BCRS rapport 90-29, Delft.
12. Kirk, J. T. O. (1984). *Attenuation of solar radiation in scattering-absorbing waters: a simplified procedure for its calculation.* Applied Optics 23, 3737-3739.
13. Bowling and Tyler (1986). *The underwater light-field of lakes with marked physico-chemical and biotic diversity in the water column.* J. Plankton Research 8, 69-77.
14. Jewson, D. H., Talling, J. F. Dring, M. J., Tilzer, M. M. Heaney, S. I. and Cunningham, C. (1984). *Measurement of photosynthetic available radiation in freshwater: comparative tests of some current instruments used in studies of primary production.* J. Plankton Research 6, 259-273.
15. Keijzer, J. de (1988). *Verzwakking van diffuse straling in natuurlijke water.* Maritime technisch bureau, ZEMOKO, Oostkapelle.
16. Preisendorfer, R. W. (1986). *Secchi disk science: visual optics of natural waters.* Limnology and Oceanography 31, 909-926.
17. Buiteveld, H. and Donze, M. (In voorbereiding). *The optical properties of pure water.*
18. Bricaud, A. and Morel, A. (1986). *Light attenuation and scattering by phytoplanktonic cells: a theoretical modeling.* Applied Optics 25, 571-580.
19. Jong F. de, Donze, M. en Buiteveld, H. (1985). *Optische eigenschappen van stoffen in het water.* TUD. Vakgroep Gezondheidstechniek en Waterbeweging. Rapport nr. 85-14.
20. Prieur L. and Sathyendranath, S. (1981). *An optical classification of coastal and oceanic waters based on the specific absorption curves of phytoplankton pigments, dissolved organic matter and other particulate materials.* Limnology and Oceanography 26, 671-689.
21. Bricaud, A., Morel, A. and Prieur, L. (1981). *Absorption of dissolved organic matter of the sea (yellow substance) in the UV and visible domains.* Limnology and Oceanography 26, 43-53.
22. Sathyendranath, S. and Platt, T. (1988). *The spectral irradiance field at the surface and the interior of the ocean.* J. Geophysical Research C 93, 9270-9280.
23. Los, F. L., Stans, J. C. Rooij, N. M. de (1988). *Eutrofiëringsmodellen van de randmeren.* WL, T100, Delft.
24. Spinrad, R. W. (1986). *A calibration diagram of specific beam attenuation.* J. Geophysical Research C 61, 7761-7764.
25. Meijer M-L., Blaauw, E. M. en Breukelaar, A. W. (1992). *Drastische uitdunning van de visstand in het Wolderwijd.* H₂O 25, 197-199.

Respirometrie

- *Vervolg van pagina 167.*

Regeling van de r_{act} in het fictieve compartiment door sturing van het totale afvalwaterdebiet levert een aanzienlijk beter resultaat op dan sturing van het PW-debiet. Er dient echter bij deze regeling gebruik te worden gemaakt van de bergingscapaciteit van het laag verontreinigd riool.

De haalbaarheid van deze regeling is vooral afhankelijk van de aanvoer van het

laag verontreinigde afvalwater en van de regelwateraanvoer.

Conclusies

Uit de verkregen resultaten zijn de volgende conclusies te trekken:

1. Uit modelsimulaties blijkt dat met een simpele PID-regeling van zowel het PW-debiet als het vijzeldebiet, grote fluctuaties in de aanvoer van biodegradeerbare stoffen naar de carrousel te voorkomen zijn.
2. Door sturing van het vijzeldebiet kan de r_{act} van het actief slib in de carrousel geregeld worden op een voorgeschreven instelwaarde. Hiermee wordt een overbelasting van de zuiveringsinstallatie voorkomen.
3. Regeling van r_{act} is ook mogelijk door sturing van het PW-debiet. Bij deze regeling dient de beluchter, wanneer de vijzels schakelen naar een hoger of lager debiet of wanneer de regelaar een andere instelwaarde krijgt, rekening te houden met een tijdelijke afwijking tussen de r_{act} die optreedt in de carrousel en de r_{act} die gemeten wordt in het respirovat.
4. Een dag-nacht-regeling in combinatie met verschillende instelwaarden van de regelaar, geeft een lager energieverbruik van de beluchters ten opzichte van de huidige situatie. Berekend is dat er een besparing mogelijk is van minimaal 11% en maximaal 21% ten opzichte van de huidige situatie.
5. Bij regeling van r_{act} door sturing van het PW-debiet is, voor de dagelijkse verwerking van de PW-aanvoer, een buffertank nodig met een volume van 100 tot 150 m³. Bij deze regeling wordt een voldoende zuiveringsrendement verkregen met één beluchter.
6. Bij regeling van r_{act} door sturing vijzeldebiet is in principe geen buffertank voor het PW nodig.

Literatuur

- Brouwer, H. H. (1992). *Ontwerp belastingregeling avwi QUEST INTERNATIONAL NAARDEN op basis van respirometrie.* Doctoraalverslag, Vakgroep Milieutechnologie, Landbouwniversiteit Wageningen.
- Brouwer, H. H. (1993). *Modelleren en regelen van een aërobe afvalwaterzuiveringsinstallatie op basis van respirometrie.* Doctoraalverslag, Vakgroep Agrotechniek en -fysica, Landbouwniversiteit Wageningen.
- Henze, M. et al. (1986). *Activated sludge model No. 1.* IAWPRC, Scient. & Techn. Reports 1, London.
- Klapwijk, A., Spanjers, H. en Tammink, H. (1991). *Regeling van actief slibinstallaties op basis van respirometingen.* H₂O, 24, 558-554.
- Klapwijk, A., Spanjers, H. en Temmink, H. (1992). *Control of activated sludge plants based on measurement of respiration rates.* Journal A, vol. 33, no. 3, Antwerpen, Belgium.
- Spanjers, H. en Klapwijk, A. (1990). *Dynamiek van het zuurstofverbruik in actief slibsystemen gemeten met*

de Wazu-respirometer. Vakgroep Milieutechnologie, Landbouwniversiteit Wageningen, 35 pp.

- Spanjers, H. and Klapwijk, A. (1990). *On-line meter for respiration rate and short-term biological oxygen demand in the control of the activated sludge process.* Proc. of the 5th IAWPRC workshop on instrumentation, control and automation of water and wastewater treatment and transport systems. 26 July-3 Aug., Kyoto, Japan.
- Stephanopoulos, G. (1984). *Chemical process control; an introduction to theory and practice.* Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey.



Summaries

- *Continued from page 149.*

H₂O (27) 1994, nr. 6; 161

J. ZWEEGMAN:

Positive effects of watermetering

Watermetering of more than 100.000 households in the area of the Watercompany for the province of Groningen introduced in the period 1986/1987 has given a permanent reduction of at least 10% of the overall consumption. Also the peak factors max day/average day and max hour/average hour are most probably reduced with about 10%.

The cost of metering (f 150,- all-in per meter) is very acceptable compared with the profit for the environment (lesser groundwater extraction).

H₂O (27) 1994, nr. 6; 164

H. BROUWER, A. KLAPWIJK and K. J. KEESMAN:

Control system for the activated sludge plant, based on on-line measurement of the actual respiration

Research is presented about a control system for the activated sludge plant of QUEST INTERNATIONAL NAARDEN BV. The control system is based on on-line measurement of the actual respiration rate in the carrousel. From model simulations we could conclude that overloading can be prevented if the waste water flow is manipulated. Also energy can be saved by manipulating the waste water flow. A day/night control of the aerators will also result in a lower energy consumption. The energy saving are between 11 and 21%.

H₂O (27) 1994, nr. 6; 168

H. BUTTEVELD:

UITZICHT, model for the calculation of Secchi depth and light extinction

Secchi depth measurements have a long tradition in water management. Measures, aiming at improving the water quality, strive amongst others for higher Secchi disk transparency. Models are needed to predict the effect of such measures on Secchi depth. The model UITZICHT calculates the Secchi depth and light extinction, based on concentrations total suspended matter, ash-free dry weight, chlorophyll-*a* and the absorption of aquatic humus. The advantage of this model compared with multiple linear regression models is better predictions of higher Secchi depth values. The model is optimized for the shallow Border Lakes in the Netherlands. UITZICHT is used to predict Secchi depth of the Wolderwijd after bio-manipulation.