Modellering van het AOC-afbraakproces in biologisch actieve filters

Samenvatting
In dit artikel wordt een model gepresenteerd waarmee het proces van de AOC-afbraak in biologisch actieve filters gesimuleerd kan worden. Het model is opgebouwd uit de basistheorie van de microbiologie en de hydrodynamica. De beschouwde processen zijn 1. de kinetiek van de AOC-afbraak door bacteriën 2. de groeisnelheid van de bacteriën 3. de hechting van de bacteriën aan het filtermateriaaloppervlak 4. de afstervingskinetiek van de bacteriën en 5. het transport van AOC vanuit de waterfase naar de bacteriën. Het model berekent de verticale verdeling van de biomassa in het filter en de effluentconcentratie van AOC onder te variëren omstandigheden als de influentconcentratie, de toegepaste filtersnelheid, contacttijd, watertemperatuur, de terugspoelfrequentie en de aard van het filtermateriaal. Het model is gekalibreerd aan de hand van meetresultaten van praktijkfilters.

1. Inleiding

Bij de bereiding van drinkwater is het van groot belang dat het gehalte aan gemakkelijk afbreekbare organische koolstofverbindingen (AOC) voldoende laag is. Het gaat hier onder meer om carbonzuren (zoals oxaalzuur), aldehyden (zoals formaldehyde), ketonen en andere gedeeltelijk geoxydeerde organische verbindingen (zoals koolhydraten). De gemakkelijk afbreekbare verbindingen zijn een voedingsbron voor bacteriën en een te hoog gehalte aan AOC kan een vermeerdering van oligotrofe bacteriën in het leidingnet ('nagroei') veroorzaken [1,2]. Nagroei van bacteriën in het leidingnet is ongewenst omdat het kan leiden tot een verminderde hygiënische betrouwbaarheid en een kwaliteitsverslechtering van het drinkwater door bacteriën die geur- en smaakstoffen produceren [3].



IR. R. J. N. WILLEMSE
TU Delft
Nu werkzaam bij Hubert BV
Afdeling drinkwater



PROF. IR. J. C. VAN DIJK
TU Delft

Een belangrijk doel van biologische filtratie in de drinkwaterbereiding is dan ook het verlagen van het AOC-gehalte tot een zodanig laag niveau dat in het leidingnet geen nagroei van micro-organismen kan optreden. De verwezenlijking van dit doel hangt sterk af van de bedrijfsvoering en de ontwerp- en procescondities. Hierbij kan gedacht worden aan de frequentie van terugspoelen van het filter, de toegepaste filtersnelheid, de contacttijd, de watertemperatuur en de aard van het filtermateriaal. Tot op heden zijn veel van deze factoren op empirische wijze onderzocht. In dit artikel zal langs theoretische weg getracht worden een beeld te geven van de invloed die deze factoren op het AOC-afbraakproces hebben. Hiervoor is een model ontwikkeld dat getoetst is op zijn bruikbaarheid aan de hand van meetresultaten van praktijkfilters [4].

2. Procesbeschrijving

Het water met AOC (de bulkvloeistof) stroomt door de poriën van het filterbed en komt in aanraking met het uitwendige oppervlak van het filtermateriaal. De in het water aanwezige bacteriën hechten zich aan het oppervlak van het filtermateriaal in een zogenaamde biofilm. Daar nemen ze AOC op uit het passerende water waarbij ze zich vermeerderen. De bacterieconcentratie in het filter is bepalend voor de grootte van de AOC-afbraaksnelheid. Gedurende de inloopperiode van het filter zal de AOC-afbraaksnelheid toenemen door een toenemende bacterieconcentratie. De toename van de bacterieconcentratie en de daarmee gepaard gaande dikker wordende biofilm zijn echter gelimiteerd door diffusie-, desorptie- en afstervingsprocessen. Als het filter is ingelopen, treedt er een evenwichtssituatie op waarin de bacterieconcentratie en de AOC-afbraak constant blijft.

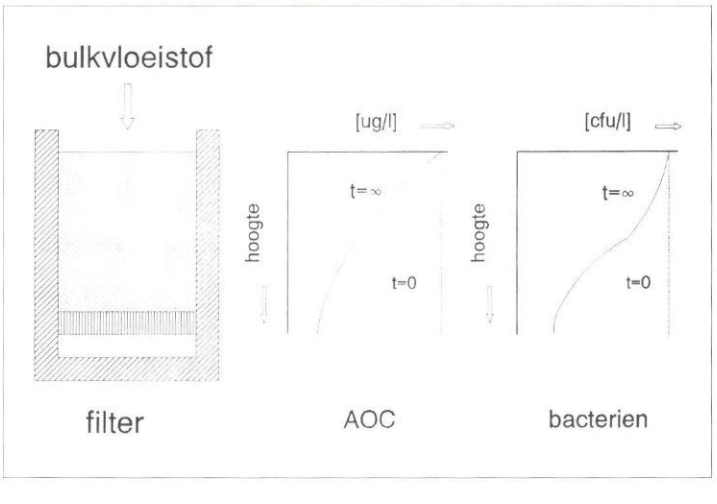
3. Het model

Het model zal hier beschreven worden aan de hand van de schematische weergave in afbeelding 2. Omdat de afbraak van AOC gepaard gaat met de groei van bacteriën in het filter vormen de twee vergelijkingen (1) en (2) in afbeelding 2 de basis voor het proces. Uit deze vergelijkingen volgt dat zowel de groeisnelheid van de bacteriën (r_x) als de AOC-afbraaksnelheid (r_s) bepaald worden door:

- de maximale groeisnelheid (U_{max})
- de Monodcoëfficiënt (k_s)
- de aanwezige bacterieconcentratie (X)
- de aanwezige AOC-concentratie (c).

De maximale groeisnelheid (U_{max}) wordt bepaald door de watertemperatuur en is evenals de Monodcoëfficiënt (k_s) overal in het filter gedurende langere tijd constant. Hierop wordt elders in het artikel nader ingegaan. De bacterieconcentratie (X) en de AOC-concentratie (c) zijn afhankelijk van de plaats in het filter en van de looptijd. In het model wordt dan ook continu met de twee modelvergelijkingen (9) en (10) op elke plaats in het filter de AOC-concentratie en de bacterieconcentratie berekend. Op deze manier wordt van het proces een beeld verkregen zoals weergegeven in afbeelding 1.

In beide vergelijkingen spelen de effectiviteitsfactoren E_b en E_l een belangrijke rol. Deze factoren hebben een waarde tussen 0 en 1. Hiermee wordt de invloed van *diffusielimitatie* op het AOC-afbraakproces verdisconteerd. Immers de aanwezige AOC-concentratie (c) is van invloed op de bacteriegroeisnelheid en de AOC-afbraaksnelheid. Zoals te zien in de figuur van afbeelding 2 is de *werkelijke* AOC-concentratie bij de bacteriën in de biofilm



Afb. 1 - Het resultaat van een modelberekening.

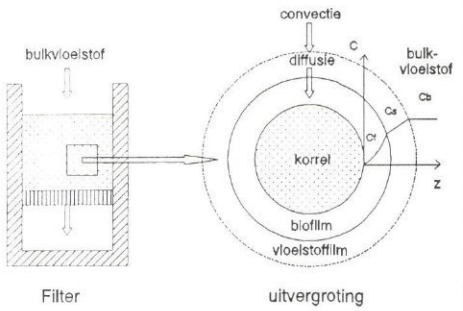
AOC-afbraak en bacteriegroei

$$r_s = U_{max,T} \cdot \frac{C}{(C+K_s)} \cdot \frac{X}{Y} \rightarrow (1)$$

$$r_X = U_{max,T} \cdot \frac{C}{(C+K_s)} \cdot X \rightarrow (2)$$

met

$$U_{max,T} = U_{max} \cdot \alpha^{(T-20^{oC})} \rightarrow (3)$$



Diffusie

$$r_s = D \cdot \frac{d^2C}{dz^2} \rightarrow (4)$$

Vloeistoffilm

Oplossing:

$$C_s = \frac{\left(C_b - \frac{U_{max} \cdot X_s}{Y \cdot K_s} - K_s\right) + \sqrt{\left(C_b - \frac{U_{max} \cdot X_s}{Y \cdot K_s} - K_s\right)^2 + 4 \cdot K_s \cdot C_b}}{2} \Rightarrow (5)$$

Effectiviteitsfactor

$$E_l = \frac{1 + \frac{K_s}{C_b}}{1 + \frac{K_s}{C_s}} \Rightarrow (6)$$

Biofilm

Oplossing:

$$C_f = \frac{\cosh\left(\frac{z}{\delta_{b,N}} \cdot \theta_N\right)}{\cosh(\theta_N)} \cdot C_s \rightarrow (7)$$

Effectiviteitsfactor

$$E_{b,N} = \frac{\tanh(\theta_N)}{\theta_N} \rightarrow (8)$$

waarin:

$$\theta_N = \sqrt{\frac{U_{max} \cdot X_s \cdot A_{v,x}}{Y \cdot C_b \cdot K_s \cdot 2D_e}}$$

Hoofdvergelijkingen model:

AOC-concentratie:

$$\frac{dC_b}{dt} = \frac{1}{t_k} \cdot (C_{b,i} - C_{b,e}) - (E_l \cdot E_b \cdot U_{max} \cdot \frac{C_b}{Cb + K_s}) \cdot \frac{X}{Y} \rightarrow (9)$$

Bacterieconcentratie

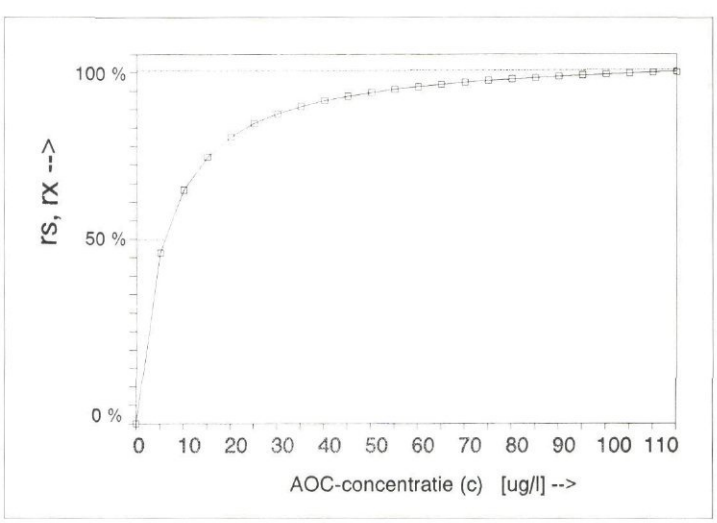
$$\frac{dX}{dt} = ((1-d_1) \cdot E_b \cdot E_l \cdot U_{max} \cdot \frac{C_b}{C_b + K_s} - b - d_2) \cdot X \rightarrow (10)$$

Afb. 2 - Schematische weergave van het model.

(c_f), door diffusietransport in de vloeistof- en biofilm, lager dan de aanwezige AOC-concentratie in de bulkvloeistof in de porie van het filterbed (c_b). Afhankelijk van de hoogte van de AOC-concentratie in de bulkvloeistof en de grootte van de AOC-concentratiedaling door het diffusietransport, wordt dit verdisconteerd met een hogere of lagere waarde voor de effectiviteitsfactoren E_b en E_l. In afbeelding 2 is met de vergelijkingen (5) en (7) het concentratieverloop in resp. de vloeistoffilm en de biofilm weergegeven met de bijbehorende effectiviteitsfactoren (6) en (8). Zoals eerder genoemd speelt de bacterieconcentratie (X) een belangrijke rol in de snelheid waarmee het AOC wordt afgebroken. Met vergelijking (10) wordt deze berekend. Uit (10) volgt dat de toename van de bacterieconcentratie wordt bepaald door de grootte van de groeisnelheid ten opzichte van de desorptie- (d_1,d_2) en afstervingssnelheid (b).
In de opstartfase van een filter neemt de bacterieconcentratie toe en daarmee de AOC-afbraaksnelheid. Na verloop van tijd daalt de beschikbare AOC-concentratie bij de bacteriën in de biofilm door een toegenomen AOC-afbraak en diffusielimitatie. Hierdoor daalt de groeisnelheid van de bacteriën en treedt er een evenwicht op tussen de groei van bacteriën aan de ene kant en de desorptie en afsterving aan de andere kant. Op dat moment is de inlooptijd van het filter voorbij. In het volgende zal nader worden ingegaan op de voornoemde processen die een belangrijke rol spelen in het AOC-afbraakmodel.

3.1. *De bacteriegroei- en AOC afbraaksnelheid*

Om de groei- en AOC-afbraaksnelheid te bepalen moeten de waarden voor U_{max} en K_s bekend zijn. Bacteriën kunnen veel soorten verbindingen benutten voor de groei en de waarden voor U_{max} en K_s zijn afhankelijk van de organisme-substraat-combinatie. Slechts voor een beperkt aantal soorten organisme-substraat-combinaties zijn de waarden voor U_{max} en K_s onderzocht. In een biologisch actief filter kunnen de oligotrofe autochtone bacteriën bovendien een mengeling van verschillende verbindingen benutten en de samenstelling van AOC zal voor de verschillende watersoorten niet gelijk zijn. Om toch een waarde voor U_{max} en K_s te kunnen afschatten heeft Van der Kooij [5] voor verschillende watersoorten (geozoniseerd water, grondwater en langzaam zandfiltraat) groeiproeven uitgevoerd met autochtone bacteriën waaruit voor alle drie de watersoorten eenzelfde waarde van $U_{max} = 0{,}13$ [h^{-1}] werd gevonden bij een watertemperatuur van 15 °C. Ook voor de waarde van K_s werd voor alle drie de watersoorten een gelijke waarde van 5,8 [μg/l] gevonden. Daarnaast vond Van der Kooij [6] eenzelfde resultaat voor enkele typen van de oligotrofe bacteriën (Ps. fluorescens P17 en P500) groeiend op acetaat. Shibata [7] vond voor oligotrofe bacteriën een U_{max} van 0,20 [h^{-1}] bij een watertemperatuur van 20 °C. De invloed van de



Afb. 3 - Bacteriegroei- en AOC-afbraaksnelheid als functie van de AOC-concentratie.

Lijst van gebruikte symbolen

symbool		eenheid
BG	[%]	bezettingsgraad filtermateriaal
b	[h^{-1}]	afsterfsnelheid
b_x	[cfu/l·h]	afstervingssnelheid
c_b	[μg/l]	AOC-concentratie in bulkvloeistof
c_e	[μg/l]	AOC-effluentconcentratie
c_f	[μg/l]	AOC-concentratie in biofilm
c_i	[μg/l]	AOC-influentconcentratie
c_s	[μg/l]	AOC-concentratie aan biofilmoppervlak
d_1	[–]	desorptiepercentage (nieuwe biomassa)
d_2	[h^{-1}]	desorptiesnelheid
d_p	[m]	diameter filtermateriaal
D_f	[μ/h]	diffusiecoëfficiënt biofilm
D_v	[m^2/h]	diffusiecoëfficiënt vloeistoffilm
E	[–]	effectiviteitsfactor
$E_{b,N}$	[–]	effectiviteitsfactor biofilm (N cellagen)
E_f	[–]	effectiviteitsfactor vloeistoffilm
K_s	[μg/l]	Monod-coëfficiënt
p	[–]	*porositeit*
r_s	[μg/l·h]	AOC-afbraaksnelheid
r_x	[cfu/l·h]	bacteriegroeisnelheid
t	[h]	tijd
t_k	[h]	contacttijd
T	[°C]	temperatuur
U_{max}	[h^{-1}]	max. groeisnelheid
$U_{max,t}$	[h^{-1}]	max. groeisnelheid (temperatuur)
v	[m/h]	filtersnelheid
X	[cfu/l]	bacterieconcentratie in filter
X_s	[cfu/m^2]	bacterieconcentratie/ biofilmoppervl.
Y	[cfu/mg]	yield
z	[m]	afstand
δ_b	[m]	biofilmdikte
δ_l	[m]	vloeistoffilmdikte
θ_N	[–]	Thiele-modulus bij N cellagen

temperatuur op een biologisch proces is van grote betekenis zoals blijkt uit formule (3) in afbeelding 2. Op grond van bovengenoemde metingen kan worden afgeleid dat voor de maximale groeisnelheid U_{max} en voor α respectievelijk waarden gelden van 0,20 [h^{-1}] en 1,09. Het is te verwachten dat deze waarden ook gelden voor de groei van autochtone bacteriën in een biologisch actief filter. De groeisnelheid en de AOC-afbraaksnelheid zijn verder afhankelijk van de AOC-concentratie. Dit is weergegeven in afbeelding 3.

3.2. *De afstervingssnelheid*
Voor de afstervingssnelheid (b_x) [cfu/l·h] geldt:

$$b_x = b \cdot X \qquad (1)$$

Voor de afsterfsnelheid van bacteriën (b) die organische stoffen oxyderen worden in de literatuur [8, 9, 10] waarden gevonden tussen 0,004 en 0,009 [h^{-1}].

3.3. *De desorptiesnelheid*
De biofilmontwikkeling vindt in de beginfase plaats op schoon filtermateriaal. Deze hechting aan het filtermateriaal is in eerste instantie zwak en is gebaseerd op fysische krachten als bijvoorbeeld de Van der Waalskrachten. Na verloop van tijd wordt de binding aan het oppervlak van het filtermateriaal sterker door de vorming van extracellulaire polymeren. Dit komt overeen met de bevindingen dat de kans op desorptie van een bacteriecel kleiner wordt naarmate de cel langer geadsorbeerd is geweest. Uit onderzoek van Speitel en Digiano [11] blijkt dat de desorptiesnelheid meer gerelateerd is aan de groeisnelheid van de bacteriën dan aan de hoeveelheid aanwezige biomassa. Door hen is dan ook een tweetermig model opgesteld. De eerste term beschrijft de desorptiesnelheid als functie van de aanwezige biomassaconcentratie. De tweede term beschouwt de desorptie als functie van de groeisnelheid. Dit tweetermige model ziet er als volgt uit:

$$d = d1 \cdot X + d2 \cdot U_{max} \cdot \frac{C}{(C + K_s)} \cdot X$$

met d1 de desorptiesnelheid als functie van de aanwezige biomassa en d2 het percentage van de *nieuw* gevormde biomassa dat door desorptie verloren gaat. Voor de waarde van d1 zijn waarden gevonden van 0,008 tot 0,009 [h^{-1}]. De waarde van d2 blijkt afhankelijk te zijn van de substraatsoort en varieert van 0,33 tot 0,67 [–].

3.4. *Het AOC-transport; diffusielimitatie*
De mate waarin AOC in aanraking komt met de bacteriën is afhankelijk van de hydrodynamische omstandigheden in het filter. Hierbij kan onderscheid worden gemaakt in een laminair en turbulent stromingsbeeld. Bij een laminair stromingsbeeld is de aanvoer van AOC vanuit de bulkvloeistof naar de bacteriën in de biofilm volledig afhankelijk van diffusietransport. Bij een turbulent stromingsbeeld is de aanvoer van AOC alleen bepaald door convectief transport. Welk stromingsbeeld in een filter optreedt, is afhankelijk van het dimensieloze Reynoldsgetal (Re). Voor filterprocessen geldt hiervoor:

$$Re = \frac{v \cdot d_p}{(1-p) \cdot v}$$

Hierin is v de filtersnelheid [m/h], d_p de diameter van de korreltjes [m], p de bedporositeit [–] en υ de kinematische viscositeit van het water [m^2/h]. In tabel I is weergegeven voor welke waarden van het Reynoldsgetal het stromingsbeeld in het filter overwegend laminair of turbulent is.

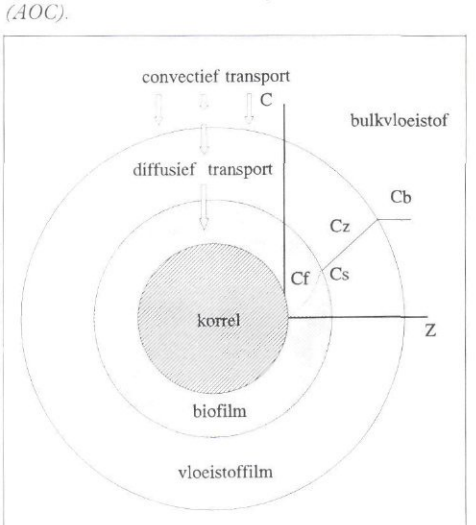
TABEL I – *Reynoldsgetal en het stromingsbeeld.*

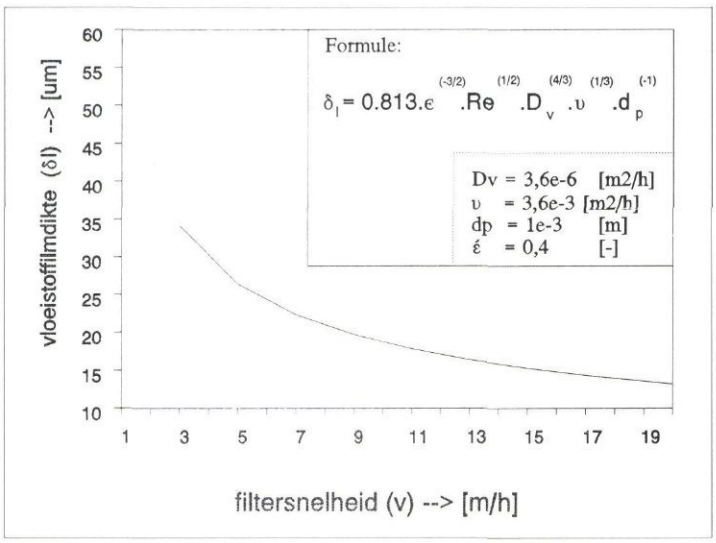
Reynoldsgetal	Stromingsbeeld
< 1	laminair
1-2.000	overgangsgebied
> 2.000	turbulent

Bij snelfiltratieprocessen worden filtersnelheden toegepast van 2-15 [m/h]. Daarnaast wordt langzaam zandfiltratie toegepast waarbij de filtersnelheid beduidend lager ligt en varieert van 0,1-0,4 [m/h]. Voor langzaam zandfilters geldt dat het Reynoldsgetal kleiner is dan 1 en kan een laminair stromingsbeeld verwacht worden. Bij snelfiltratie blijkt het Reynoldsgetal te liggen tussen 1 en 10 afhankelijk van de toegepaste filtersnelheid en de diameter van het filtermateriaal. Dit betekent dat er bij snelfiltratie zowel convectief als diffusief transport optreedt. Modelmatig moet er dus rekening worden gehouden met beide vormen van AOC-transport.
Dit gebeurt door rond de biofilm een dun vloeistofgrenslaagje aan te nemen met een zuiver laminaire stroming. Dit laagje wordt de vloeistoffilm genoemd waarin het transport van AOC volledig bepaald is door diffusie. In de porie zelf is een turbulente stroming en wordt de aanvoer van AOC volledig bepaald door convectiestroming. Beide vormen van AOC-transport zijn weergegeven in afbeelding 4.

Afhankelijk van de hydrodynamische omstandigheden is het aandeel van diffusietransport in de vloeistoffilm groter of kleiner. Dit komt tot uiting in de dikte van de vloeistoffilm zoals weergegeven in afbeelding 5.

Afb. 4 - Twee soorten van transport van substraat (AOC).





Afb. 5 - De dikte van de vloeistoffilm.

Zoals blijkt neemt de vloeistoffilmdikte sterk toe bij filtersnelheden lager dan 7 [m/h]. Dit betekent dat een groter deel van het transport van AOC vanuit de porie naar de bacteriën berust op diffusietransport. Zoals te zien in afbeelding 4 is hierdoor de AOC-concentratie in de biofilm (c_f) lager dan in de bulkvloeistof (c_b).

De hierdoor optredende diffusielimitatie wordt verdisconteerd met de effectiviteitsfactoren E_l en E_b in (6) en (8) zoals weergegeven in afbeelding 2. De totale effectiviteitsfactor is het produkt van E_l en E_b. Hiervoor geldt:

$$E = f(C_b, U_{max}, X_s, K_s, D, \delta_l) \qquad (2)$$

Vooral de bacterieconcentratie X_s en de in de bulkvloeistof aanwezige AOC-concentratie (c_b) spelen een belangrijke rol in het optreden van diffusielimitatie en bepalen de waarde van de effectiviteitsfactor (E). Ondanks de hoge AOC-concentratie in de bulkvloeistof (c_b) aan de influentzijde (bovenzijde) van het filter zal de effectiviteitsfactor E hier door de hoge bacterieconcentratie (X_s) zeer laag worden (grote diffusielimitatie). Hierdoor treedt een grens op in het maximale aantal bacteriën die boven in het filter kunnen groeien. De diffusielimitatie heeft dan ook een regulerende werking op de verdeling van de bacterieconcentratie over de hoogte van het filter waarbij aan de influentzijde de hoogste bacterieconcentratie ontstaat. Dit komt overeen met de praktijkbevindingen. G. Billen [12] onderkent dit ook maar wijdt deze maximale bacterieconcentratie boven in het filter aan een maximale adsorptiecapaciteit van de biomassa aan het filtermateriaal. In zijn model wordt dan ook een maximale adsorptiecapaciteit-coëfficiënt gehanteerd die afhankelijk is van het soort filtermateriaal. Het gehele aspect van diffusietransport en de optredende diffusielimitatie wordt in zijn model echter achterwege gelaten. Omdat vooral de biofilmdikte een belangrijke rol speelt in het optreden van de diffusielimitatie wordt hier nog verder op ingegaan.

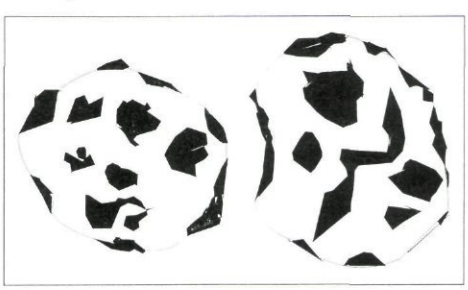
3.5. *De biofilmdikte*

Elektronenmicroscopisch onderzoek [13] toont aan dat er geen echte gelijkmatige biofilm over het *gehele* oppervlak van het filtermateriaal ontstaat. De bezettingsgraad van het filtermateriaal is beduidend minder dan 10%.

Er is sprake van verspreide kolonies die zich vooral in de beschermde gebiedjes van de onregelmatige structuur van het filtermateriaal bevinden zoals te zien in afbeelding 6. Voor de handhaving van een constant aantal bacteriën in het filter moet gedurende een periode van de afstervingstijd één celdeling plaatsvinden. Het maximaal te handhaven aantal bacteriën in het filter wordt bepaald door de AOC-volumebelasting van het filter en kan berekend worden met:

$$X_{max} = \frac{AOC_b \cdot Y}{b} \qquad (3)$$

Afb. 6 - Verspreide kolonies in de beschermde gebiedjes van het filtermateriaal.



Hierin is AOC_b de AOC-volumebelasting [μg/l·h], Y de yieldfactor [cfu/μg] en b de afstervingssnelheid [h].
Uitgaande van een maximale AOC-volumebelasting van 1.000 [μg/l·h] kunnen maximaal 8e11 [cfu/l] in het filter gehandhaafd worden. Door Shiek [14] is een overzicht gemaakt van de bacteriedichtheid in biofilms.

Hiervoor werd een gemiddelde dichtheid gevonden van 4,4e11 [cfu/l]. De biofilm, bestaande uit één uniforme cellaag rond een zandkorreltje van 1 [μm], heeft een specifiek oppervlak van 1,95e3 [m^2/l] bij een celdiameter van 1 [μm]. Voor de maximaal optredende bacteriedichtheid in de biofilm geldt: 4,4e14/1,95e3 = 2,25e11 [cfu/m^2]. Bij een maximale bacterieconcentratie in het filter van 8e11 [cfu/l] en een filtermateriaaloppervlak van 3,6 [m^2/l] wordt de bacteriedichtheid X_s in de biofilm bij een filtermateriaalbezetting van 10% gelijk aan 2,12e12 [cfu/m^2]. Dit is tien keer hoger dan het maximaal te handhaven aantal in één uniforme cellaag. Aangezien voor de diameter van een bacteriecel 1 [μm] kan worden aangehouden is de biofilmdikte dan gelijk aan 10 [μm].

4. **Modelkalibratie**

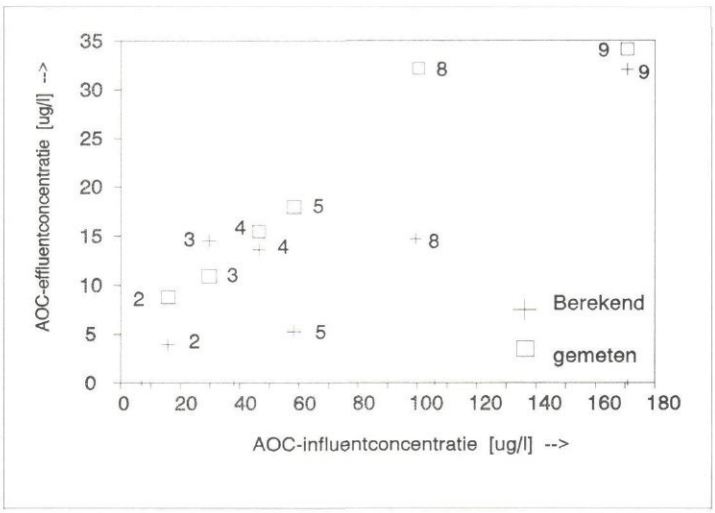
Veel van de gebruikte parameters in het model zijn uitgebreid aan de orde geweest. Met die waarden zijn kalibratieberekeningen uitgevoerd voor praktijkfilters bij drinkwaterbedrijven.

Hoewel bekend is dat de bezettingsgraad van bacteriën op het filtermateriaal lager is dan 10% moet dit nog nader worden bepaald aan de hand van de kalibratieberekeningen. De berekeningen zijn voor verschillende waarden van de bezettingsgraad van het filtermateriaal uitgevoerd.

Hiernaast zijn de resultaten van de simulatieberekeningen bij een aanname van bezettingsgraad van het filtermateriaal van 1,5% weergegeven naast de gemeten waarden aan verschillende praktijkfilters. Bij deze waarde van 1,5% blijken de berekende resultaten op enkele uitzonderingen na goed overeen te komen met de gemeten waarden.

5. **Modelberekeningsresultaten**

Nu het model gekalibreerd is aan de hand van praktijkmetingen kan het model gebruikt worden om voorspellingen te doen van AOC-afbraak in biologische filters onder verschillende omstandigheden. De simulatieberekeningen worden uitgevoerd onder procesomstandigheden zoals weergegeven in tabel II.



Afb. 7 - De met het simulatiemodel berekende punten (+) bij een bezettingsgraad van het filtermateriaal van 1,5% naast de praktijkmetingen.

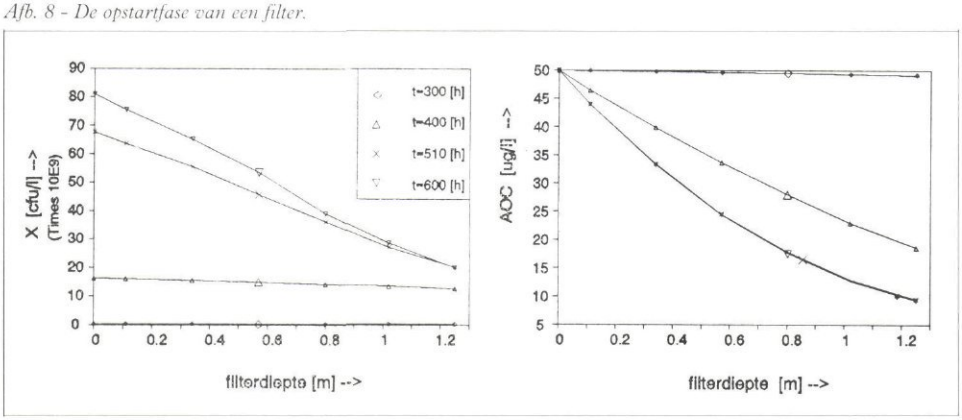
TABEL II.

Symbool	Waarde	Eenheid
b	0,20	[h^{-1}]
BG	1,5	[%]
C_i	50	[μ/l]
d_1	0,33	[-]
d_2	9e-3	[h^{-1}]
d_p	1e-3	[m]
D_f	2,9e-6	[m^2/h]
D_v	3,6e-6	[m^2/h]
K_s	5,8	[μg/l]
p	0,4	[-]
t_k	0,25	[h]
T	12	[°C]
U_{max}	0,20	[h^{-1}]
v	5	[m/h]
Y	8e6	[cfu/μg]

5.1. *De opstartfase van het filter*
Voordat er een *merkbare* biologische activiteit in het filter optreedt is er een inlooptijd van het filter aan vooraf gegaan. Door Sontheimer *et al.* [1988] is dit onderzocht voor actief-koolfilters. Geconcludeerd werd dat hiervoor afhankelijk van de procesomstandigheden gemiddeld *5-20 dagen* benodigd zijn.
In afbeelding 8 is het resultaat weergegeven van een simulatieberekening van de opstartfase van een filter. Links in de afbeelding is op verschillende tijdstippen t tijdens de inloopperiode het verloop van de bacterieconcentratie in het filter over de hoogte van het filter weergegeven. Rechts is op diezelfde tijdstippen t het verloop van de AOC-concentratie in de bulkvloeistof over de hoogte van het filter weergegeven. Dit geeft de AOC-afbraak in het filter weer. Uit de afbeelding blijkt dat na 16 dagen (t=400 [h]) de bacterieconcentratie over de gehele hoogte van het filter gelijk is. Te zien is in de rechterafbeelding dat het AOC-concentratieverloop tijdens de doorstroming van het filter op datzelfde tijdstip gelijkmatig over de hoogte van het filter afneemt; de AOC-afbraak in het filter is overal gelijk. Daarna groeien de bacteriën boven in het filter harder dan onder in het filter door de naar beneden toe afnemende AOC-concentraties. Uiteindelijk wordt ook de groei boven in het filter geremd door de optredende diffusielimitatie zoals hiervoor beschreven.

De inlooptijd wordt na 21 dagen (t=510 [h]) als voltooid beschouwd omdat dan de maximale AOC-verwijdering bereikt is. Toch is dan nog geen evenwicht bereikt in de bacteriepopulatie zoals blijkt uit de linkerafbeelding. De toename van de bacterieconcentratie (gedurende t=510 [h] tot t=600 [h]) zonder een hogere AOC-verwijdering wordt veroorzaakt doordat de bacteriën in de evenwichtssituatie van het filter een laag energieverbruik hebben. In de opstartfase van het filter wordt het AOC gebruikt voor dissimilatie- èn assimilatieprocessen. In de evenwichtsfase wordt AOC alleen nog gebruikt voor dissimilatieprocessen; er is dan alleen sprake van 'maintenance'.

Afb. 8 - De opstartfase van een filter.



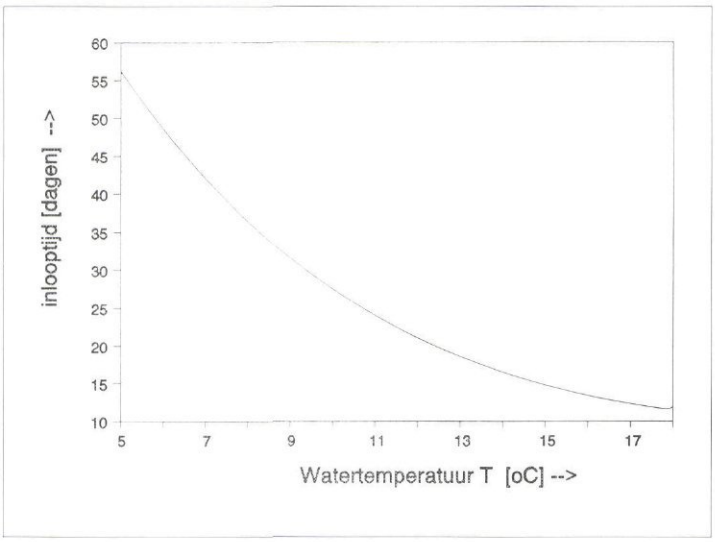
5.2. *De invloed van de watertemperatuur op de benodigde inlooptijd van het filter*
De benodigde inlooptijd van een filter zal sterk afhangen van de watertemperatuur. Deze wordt bepaald door het jaargetijde en varieert gemiddeld van 5 °C in de winter tot 18 °C in de zomer.
Bij verschillende temperaturen is met het model de inlooptijd van een filter berekend. In afbeelding 9 is hiervan het resultaat te zien.

Zoals te zien in de afbeelding zal de gemiddelde inlooptijd van een filter in de winterperiode twee tot drie keer langer zijn dan in de zomer.
Hiervoor zijn twee oorzaken te noemen;
1. de bacteriegroeisnelheid is lager
2. de viscositeit van het water is hoger.
De optredende diffusielimitatie in de vloeistoffilm rond de biofilm zal groter zijn.

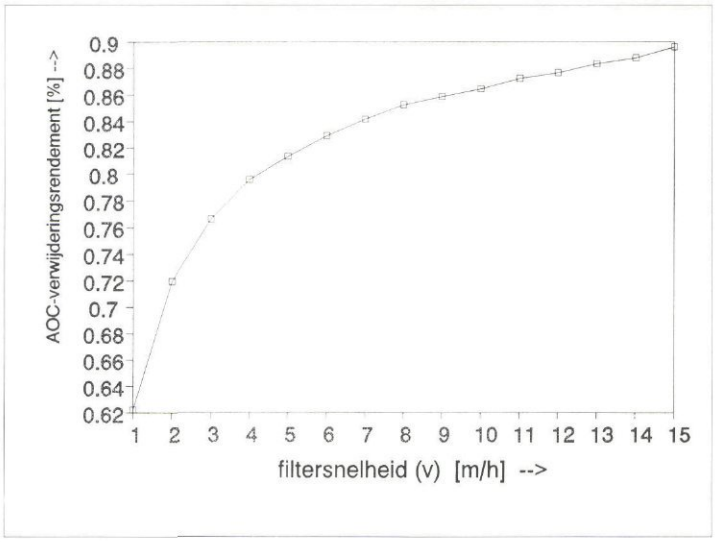
5.3. *De invloed van de filtersnelheid op het AOC-afbraakproces*
Een aantal simulatieberekeningen is uitgevoerd bij verschillende filtersnelheden. Zoals te zien uit de resultaten weergegeven in afbeelding 10 is de AOC-verwijdering beter bij hogere filtersnelheden.

Dit is te verklaren doordat een hogere toegepaste filtersnelheid een turbulenter stromingsbeeld in het filter geeft en daarmee minder invloed van de diffusielimitatie te verwachten is. Te zien is dat bij een toename van de filtersnelheid tot 7 [m/h] een sterke verbetering optreedt in het AOC-verwijderingsrendement.

5.4. *De effecten van de contacttijd en de influentconcentratie op het AOC-afbraakproces*
De contacttijd is een belangrijke ontwerp- en procesparameter. De invloed van de contacttijd en de influentconcentratie op het AOC-afbraakproces is te zien in afbeelding 11.
Om nagroei van bacteriën in het leidingnet te voorkomen moet het AOC-gehalte lager zijn dan 10 [μg/l]. Uit de afbeelding wordt duidelijk dat de verlaging van het AOC-gehalte tot waarden lager dan 10 [μg/l] een

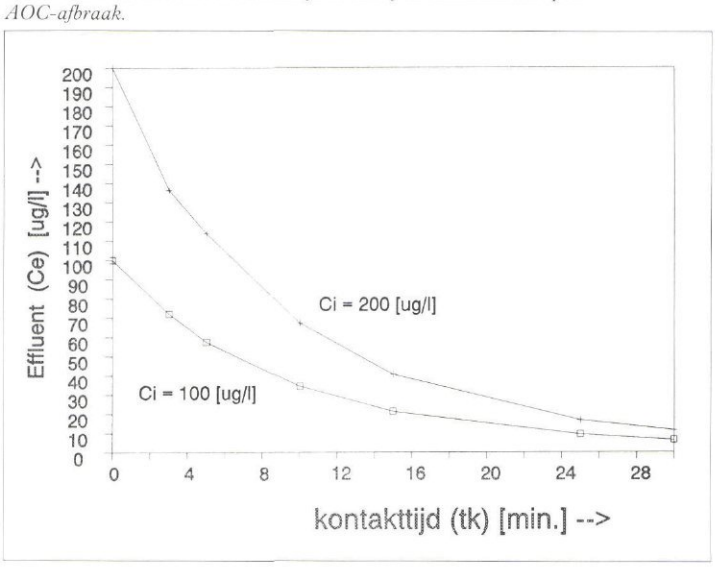


Afb. 9 - De berekende inlooptijd van een filter bij verschillende temperaturen van het water.

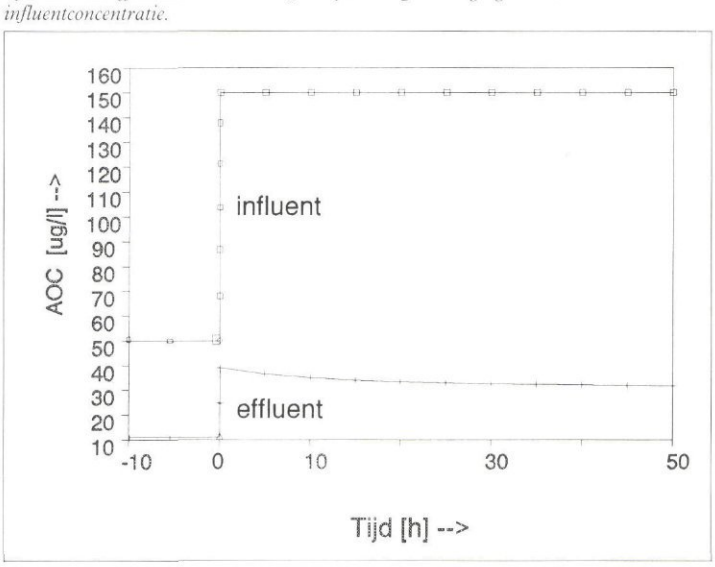


Afb. 10 - De invloed van de toegepaste filtersnelheid op het AOC-verwijderingsrendement.

Afb. 11 - De invloed van de contacttijd en de influentconcentratie op de AOC-afbraak.

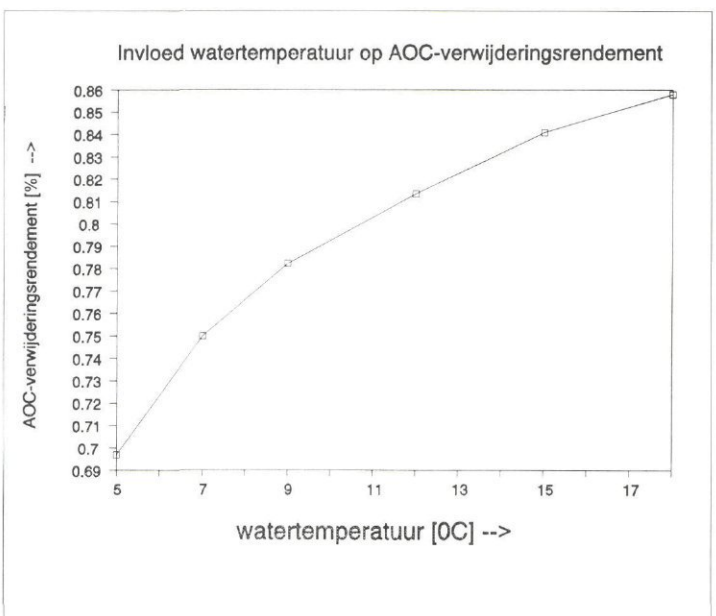


Afb. 12 - De effluentconcentratie bij een plotselinge verhoging van de influentconcentratie.



beduidend langere contacttijd vergt. Bij AOC-influentconcentraties tot 100 [μg/l] zijn dan contacttijden benodigd van minimaal 30 minuten oplopend tot ruim 40 minuten bij een influentconcentratie van 200 [μg/l].

Daarnaast is gekeken naar de respons van het filter op een plotselinge verhoging van de AOC-influentconcentratie.
Het resultaat van deze simulatie is weergegeven in afbeelding 12. De influentconcentratie wordt plotseling verhoogt van 50 [μg/l] naar 150 [μg/l]. De effluentconcentratie stijgt van 11 [μg/l] naar 38 [μg/l]. Na ongeveer een dag treedt herstel op en wordt een concentratie bereikt van 31 [μg/l]. Zowel voor als een dag na de verhoging van de influentconcentratie is de AOC-verwijdering ongeveer gelijk aan 80%. Om een verdere verlaging te bewerkstelligen naar 10 [μg/l]



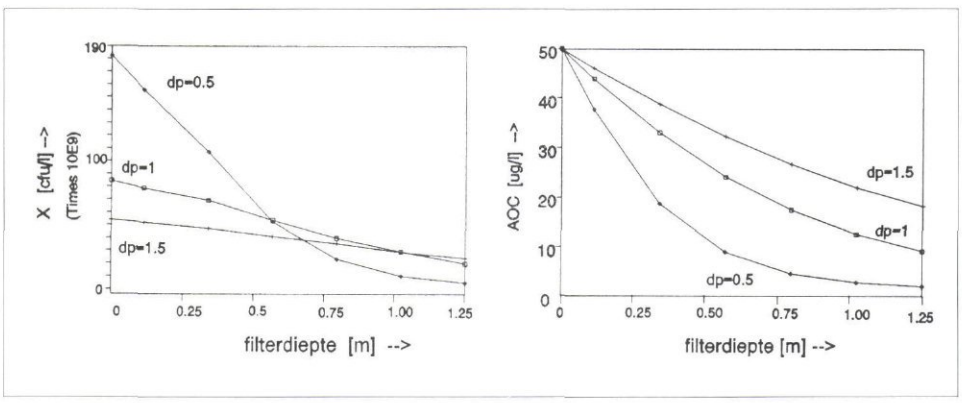
Afb. 13 - Het AOC-verwijderingsrendement in filters als functie van de watertemperatuur.

zal een verlenging van de contacttijd benodigd zijn.

5.5. *Invloed van de watertemperatuur*
De groeisnelheid van bacteriën is sterk afhankelijk van de watertemperatuur. In afbeelding 13 zijn de resulaten weergegeven van de AOC-verwijderingsrendementen verkregen met filters bedreven bij verschillende watertemperatuur. Bij een hogere watertemperatuur blijkt het AOC-verwijderingsrendement zoals verwacht te zijn toegenomen. Door de hogere groeisnelheid is er in de evenwichtssituatie een hogere bacterieconcentratie in het filter zodat de AOC-afbraak sneller verloopt. Daarnaast zal de viscositeit van het water lager zijn.

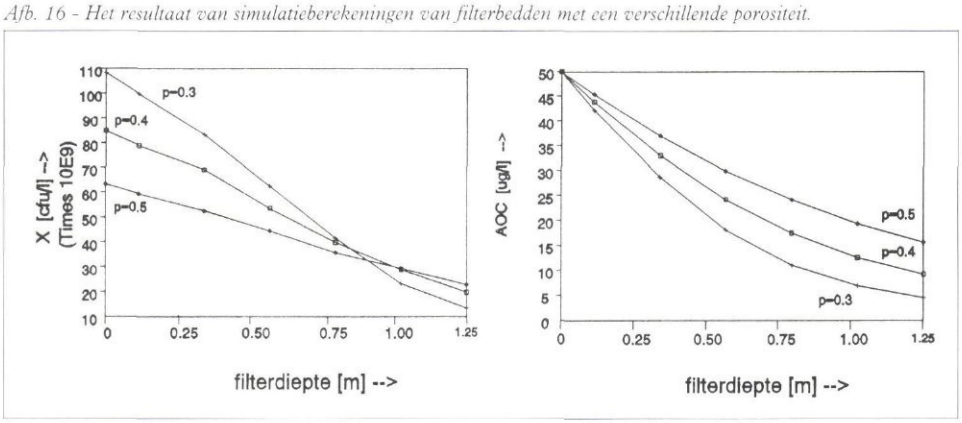
5.6. *Invloed van terugspoelen van het filter*
Billen [15] concludeert dat bij terugspoelen van filters 5 tot 15 procent van de bacteriën wordt verwijderd. Met het model zijn voor een aantal verwijderingspercentages van biomassa simulatieberekeningen uitgevoerd. In afbeelding 14 is het resultaat weergegeven bij een hoge verwijdering van bacteriemateriaal (20%).

Uit het resultaat blijkt dat zelfs een grote verwijdering van bacteriemateriaal nauwelijks invloed op het AOC-afbraakproces heeft. Dit wordt veroorzaakt doordat AOC na het terugspoelen van het filter niet alléén gebruikt wordt voor dissimilatieprocessen (maintenance) zoals in de evenwichtssituatie van vóór het terugspoelen. Het AOC wordt dan ook gebruikt voor assimilatieprocessen (groei). Het AOC-gebruik per bacterie is daarom tijdelijk hoger totdat het evenwicht in het filter is hersteld. Dit te verwaarlozen effect van het terugspoelen was te verwachten op grond van de simulatie van de opstartfase van het filter (5.1). Ook daar bleek dat de groei van de bacteriën aan het einde van de opstartfase van het filter



Afb. 15 - Simulatie berekeningen aan filters met verschillende waarden voor de korreldiameter van het filtermateriaal.

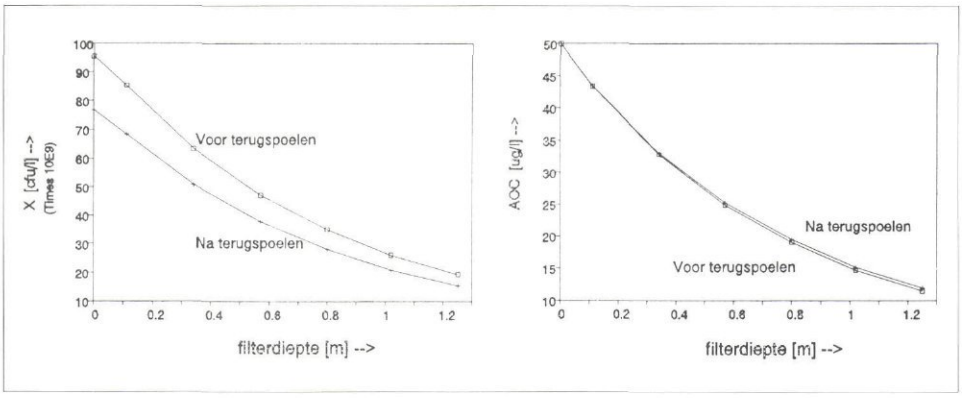
Afb. 16 - Het resultaat van simulatieberekeningen van filterbedden met een verschillende porositeit.



gepaard gaat zonder een verdere verbetering in de AOC-verwijdering.

5.7. *De invloed van het filtermateriaal en de filterbedporositeit op het AOC-afbraakproces*
Het gebruik van een kleinere korreldiameter geeft een groter specifiek oppervlak aan het filtermateriaal. Als de bezettingsgraad van het filtermateriaal gelijk blijft wordt het totale biofilmoppervlak groter en de bacterieconcentratie per eenheid van biofilmoppervlak (X_s) lager.
Dit betekent een lagere diffusielimitatie en dus een beter functioneren van het filter.

Afb. 14 - AOC-afbraak in een filter vlak voor het terugspoelen en direct na het terugspoelen.
Links: de bacterieconcentratie in het filter. Rechts: de AOC-afbraak.



Daarnaast heeft een kleinere korreldiameter een dunnere vloeistoffilm rond de korrels tot gevolg zodat ook daardoor de diffusielimitatie beperkt wordt.

Uit de linkerfiguur van afbeelding 15 blijkt dat bij het gebruik van een fijnkorrelig filtermateriaal de bacterieconcentratie boven in het filter veel hoger is dan bij gebruik van grof filtermateriaal wat te verklaren is door de verminderde diffusielimitatie. Naast een duidelijke verbetering in de AOC-afbraak tot beneden 10 [μg/l] wordt de kans op bacteriedoorslag kleiner omdat de bacterieconcentratie onder in het filter lager is.
Ook een kleinere porositeit van het filterbed heeft invloed op het specifiek oppervlak van het filtermateriaal. Een lagere porositeit geeft een verbetering in de AOC-afbraak te zien en bacteriën die zich boven in het filter concentreren (afb. 16). Hierdoor vermindert de kans op doorslag.

Conclusies

Het hier gepresenteerde model lijkt het AOC-afbraakproces in biologisch actieve filters goed te beschrijven en kan als belangrijk hulpmiddel dienen om het

• *Vervolg op pagina 48*

Literatuur
Heijnen, J. J. et al (1989). *Review on the application of anaërobic fluidized bed reactors in waste water treatment.* The Chemical Engineering Journal (41).
ITT Flyght (1993). *Persoonlijke mededelingen.*
Notenboom, G. J., Roncken, G. C. G., Dijk, L. van en Liem, G. H. (1993). *Aërobe zuivering van percolatiewater.* Land + Water, juni 1993.
Krauth, K. H. and Staab, K. T. (1988). *Substitution of final clarifier by membrane filtration within the activated sludge process with increased pressure, initial findings.* Desalination (68).
Rautenbach, K. H. und Melis, R. (1991). *Was bringt die biologische Sickerwasser-Vorbehandlung.* Entsorgungspraxis (5).
Rooij, J. van en Dijk, L. van (1993). *Simulaties van rioolwaterzuiveringen met het IAWPRC-model.* H_2O (26) 1993, nr. 15, p. 412-417.
Sollfrank U. and Gujer, W. (1991). *Characterisation of domestic wastewater for mathematical modelling of the activated slugde process.* Water Science and Technology 23.
STOWA[1] (1992). *Stikstofverwijdering uit interne stromen op rwzi's.* RWZI-2000.
STOWA[2] (1992). *Nitrificatie en denitrificatie in compactsystemen, Inventarisatie en praktijkervaringen.* Programma PN-1992.
U.S. Environmental protection agency (1975). *Process design manual for nitrogen control.* University of California.

• • •

AOC-afbraakproces

• *Vervolg van pagina 40*

inzicht in deze materie te vergroten.
Het kan een hulp zijn bij het ontwerpproces van filters waarbij inzicht in de benodigde contacttijd een belangrijke rol speelt.
Daarnaast kan het model gebruikt worden om tot optimale procescondities te komen. Hierbij kan meer inzicht worden verkregen in bijvoorbeeld de invloed van het terugspoelen van het filter, de responsie van het filter op een plotselinge toename van de AOC-influentconcentratie en de invloed van de watertemperatuur.

Natuurlijk kan het model ook gebruikt gaan worden voor meer fundamenteel onderzoek om de beschouwde processen die zich in het filterbed afspelen diepgaander te onderzoeken.
Verder is het model na enige aanpassing ook te gebruiken voor andere biologische processen zoals het denitrificatieproces. Deze toepassing is in voorbereiding.

Verantwoording

Dit model is gemaakt door R. J. N. Willemse in het kader van het afstudeerwerk aan de faculteit der Civiele Techniek van de TU Delft onder begeleiding van prof. ir. J. C. van Dijk. Het is tot stand gekomen door samenwerking met dhr. F. A. P. Houtepen en ir. G. Zoet van de waterleidingmaatschappij Noord-West-Brabant en dr. ir. D. van der Kooij van het KIWA. Het model en eindverslag zijn verkrijgbaar bij de vakgroep Gezondheidstechniek en Waterbeheersing van de TU Delft.

Literatuur
1. Kooij, D. van der (1984). *The growth of bacteria on AOC in drinking water.* Dissertatie: KIWA Rijswijk.
2. Kooij, D. van der, Visser, A. and Hijnen, W. A. M. (1982). *Determining the concentration of easily Assimilable Organic Carbon in drinking water.* Research and Technology, 10.
3. *Prevention of bacterial aftergrowth in drinking water distribution systems.* Wat. Supply, vol. 6 Lisbon s7, pp. 13-18.
4. Willemse, R. J. N. (1992). *Modellering van het AOC-afbraakproces in biologisch actieve filters.* Afstudeerwerk TU-Delft, The Netherlands.
5. Kooij, D. van der and Hijnen, W. A. M. (1990). *Criteria for determining the biological stability of drinking water as determined with AOC-measurements.* Water Quality Technology Conference AWWA, San Diego, California.
6. Kooij, D. van der, Oranje, J. P. van and Visser, D. (1982). *Multiplication of Fluorescens Pseudomonas at low substrate concentration in tap water.* A. van Leeuwenhoek, 48, pp. 229-243.
7. Nakamura, K. Shibata and Miyaji (1989). *Substrata affinity of oligotrofe bacteria in biofilmreactors.* Wat. Sci. Techn. Vol. 21 pp. 779-790.
8. Rittmann, B. E. and McCarty, P. L. (1980). *Evaluation of steady-state biofilm kinetics.* Biotechn. and bioeng., Vol. 22 pp 2359-2373.
9. Beck, M. B. (1981). *Operation estimation and prediction of nitrification dynamics in the activated sludge process.* Water Research, Vol. 15, pp. 1313-1330.
10. Speitel, G. E. and others (1987). *Mathematical modelling of bioregeneration in GAC columns.* Journ. Env. Eng., Vol. 113, no. 1.
11. Speitel, G. E. and Digiano, F. A. (1987). *Biofilm shearing under dynamics conditions.* Journ. Env. Eng. Vol. 113, no. 3.
12. Billen, G., Servais, P., Bouillot, P. and Ventresque, C. (1992). *Functioning of biological filter used in drinking water treatment; the Chabrol model.* J. Water SRT-Aqua, Vol. 41, No. 4. pp. 231-241.
13. Kooij, D. van der en Hijnen, W. A. M. (1983). *Verwijdering van organische stoffen door microorganismen bij filtratieprocessen.* H_2O (13), pp. 306 e.v.
14. Hermanowicz, S. W. and Ganzarczyk, J. J. *Mathematical models in biological waste water treatment.* University of Toronto, Toronto Canada.
15. Billen, G. and others (1989). *Etudes des conditions de functionement des Contacteurs biologiques dans le traitement des Eaux.* Report to the Compagnie Générale des Eaux, Paris.

• • •

Watergebruik neemt af

Het watergebruik is het afgelopen jaar opnieuw afgenomen. Dit zou er op kunnen wijzen dat waterbesparende maatregelen succes beginnen te krijgen. In 1993 heeft Gemeentewaterleidingen Amsterdam 91,6 miljoen kubieke meter water geleverd, een daling van 0,5% vergeleken met vorig jaar. Omgerekend is dat ongeveer 150 liter per hoofd van de bevolking per dag.

Dit schrijft ir. M. K. H. Gast, directeur Gemeentewaterleidingen Amsterdam in het Jaaroverzicht 1993.

Genieten van water

Gemeentewaterleidingen is met verscheidene onderzoeken bezig. Zo loopt er op dit moment een grootschalig onderzoek naar de kennis van de burgers over hun leidingwater. Uit de eerste resultaten bleek dat twee van de drie Amsterdammers niet weten dat hun water zacht is. En maar de helft van de bevolking weet dat er geen chloor in het drinkwater zit.

Ook over het dagelijks watergebruik bestaan nog tal van misverstanden. Gemeentewaterleidingen hoopt met de campagne 'Genieten van het zuiverste water. Nu, maar ook later' de misverstanden uit de weg te ruimen en zo ook het milieu een handje te helpen.

Verhuizing

Het afgelopen jaar stond voor Gemeentewaterleidingen in het teken van grootscheepse bouwactiviteiten. Er kwamen nieuwe zuiveringsinstallaties in Amsterdam Zuid-Oost gereed, aan de Haarlemmerweg verrijst een nieuw pompstation. Nabij de Amsterdamse Waterleidingduinen is een nieuw technologisch laboratorium in gebruik genomen en wordt ook nog druk gebouwd aan nieuwe zuiveringsinstallaties.
Aan de Transformatorweg is een nieuw pand aangekocht, waar de medewerkers van de vestiging aan de Haarlemmerweg in 1994 naar toe zullen verhuizen.

Zelfstandig

Gemeentewaterleidingen onderzoekt of het mogelijk en wenselijk is dat het bedrijf binnen afzienbare tijd verzelfstandigd kan worden. Dit betekent dat het bedrijf een NV zou worden, waarvan de aandelen in handen zijn van de gemeente Amsterdam. De eventuele verzelfstandiging mag geen financiële gevolgen hebben voor de burgers van Amsterdam. Ook moet het gemeentebestuur invloed kunnen blijven uitoefenen op zaken als tarieven, milieubeleid en natuurbeheer.

Internationale contacten

Ook in het afgelopen jaar ondersteunde Gemeentewaterleidingen de drinkwatervoorziening in ontwikkelingslanden. Het bedrijf was actief in Egypte, Nigeria en Mozambique. (Persbericht GWA)