

Vereenvoudigd model voor de beschrijving van de werking van nano- en hyperfiltratie-installaties

Inleiding

Een aantal Nederlandse waterleiding-bedrijven (o.a. PWN, GWA, DZH, WMO) overweegt toepassing van hyper- of nano-filtratie in hun zuiveringsproces op korte of middellange termijn. Het doel van deze installaties is in eerste instantie ontzouting en ontharding. Daarnaast zullen de installaties worden ingezet voor de verwijdering van de kleur en van organische microverontreinigingen zoals bestrijdingsmiddelen en worden de mogelijkheden voor de toepassing als desinfectiebarrière onderzocht.

gebaseerd op diffusie, adsorptie, ionenwisseling, vorming van ionparen, concentratie polarisatie en andere stofoverdrachtsmechanismen. Elk model heeft zijn eigen beperkingen en geen van de modellen geeft een bevredigende beschrijving van de stofoverdracht in diffusiegedreven membraansystemen. De modellen zijn in de eerste plaats ontwikkeld op basis van laboratoriumgegevens en zijn niet bevestigd door onderzoeken op praktijkschaal.

Volgens Lonsdale (1967) kan een nauwkeurige beschrijving van de stofoverdracht

Samenvatting

In dit artikel wordt een vereenvoudigd model gepresenteerd voor de beschrijving en voorspelling van de prestaties van een nano- of hyperfiltratie-installatie. Meting van chlorideretenties van hyperfiltratiemembranen in een proefinstallatie heeft aangetoond dat het model de prestaties van de installatie redelijk nauwkeurig beschrijft. Uit vergelijking van de gegevens van experimenten uitgevoerd door Kiwa en de University of Central Florida is gebleken dat het model een goed voorspellend karakter kan hebben voor de retentie van opgeloste ionen. Vervuiling van de membranen kan tot grote afwijkingen van de voorspelde waarden leiden. In vervolgonderzoek zal de voorspelling van de retentie van organische microverontreinigingen door het model worden vastgesteld.



J. A. M. H. HOFMAN
Kiwa NV
Onderzoek en Advies



S. J. DURANCEAU
Boyle Engineering Corporation



J. S. TAYLOR
Department of Civil and
Environmental Engineering
University of Central Florida



J. C. KRUTHHOF
Kiwa NV
Onderzoek en Advies



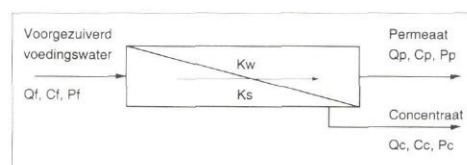
J. C. SCHIPPERS
Kiwa NV
Onderzoek en Advies

Hyper- en nanofiltratie zijn membraanprocessen, waarbij scheiding van water en opgeloste componenten wordt veroorzaakt door verschil in transportsnelheid van het water en de opgeloste componenten door het membraan. Dit membraan wordt hierbij beschouwd als een 'gesloten' laag zonder poriën, waardoor de opgeloste stoffen zeer langzaam permeëren. Voor de beoordeling van de bedrijfsvoering van een membraaninstallatie en de vertaling van experimenten op proefinstallatieschaal naar praktijkschaal is het noodzakelijk over een model te beschikken. Daarnaast kan dat model worden toegepast bij de voorspelling van de verwijdering van de opgeloste componenten. Vooral voor de verwijdering van organische microverontreinigingen is dit van belang: door het vaak zeer grote aantal aanwezige verbindingen is het onmogelijk voor alle microverontreinigingen de verwijdering experimenteel vast te stellen. In dit artikel wordt een eerste opzet voor een beschrijvend en voorspellend model besproken.

Het model

Voor het beschrijven van nano- en hyperfiltratie is in het verleden een aantal modellen ontwikkeld. Deze modellen zijn

door polymere membranen worden gebaseerd op diffusieprocessen. De scheidende laag van het membraan wordt door Lonsdale als homogeen beschouwd en de stofoverdracht van het oplosmiddel en de opgeloste stof vindt plaats door diffusie (afb. 1). Er ontstaat een concen-



Afb. 1 - Schematische weergave van stoftransport door een diffusiegestuurd membraan.

tratiegradiënt tussen de voedings- en permeaatstroom, doordat het oplosmiddel met veel hogere snelheid door het membraan wordt getransporteerd dan de opgeloste stoffen. De stofoverdrachtscoëfficiënten van de opgeloste stof (K_s) en het oplosmiddel, gewoonlijk water, (K_w) worden respectievelijk gegeven door de vergelijkingen (1) en (2). Voor de definitie van de gebruikte symbolen wordt verwezen naar de symbolenlijst.

$$K_w = \frac{D_w C_w V_w}{\rho R T \delta} \quad (1)$$

$$K_s = \frac{D_i K_d}{\delta} \quad (2)$$

Uit de literatuur blijkt, dat deze stofoverdrachtscoëfficiënten tot maximaal 140 bar

Symbolen

- K_w = stofoverdrachtscoëfficiënt van water ($L_2/t/M$)
- K_s = stofoverdrachtscoëfficiënt van de opgeloste stof (L/t)
- F_w = waterflux (L^3/L^2t)
- F_s = flux van de opgeloste stof (M/L^2t)
- P = druk (L)
- ΔP = gemiddeld drukverschil over membraan (L)
- Π = osmotische druk (L)
- $\Delta \Pi$ = gemiddeld osmotisch drukverschil over membraan (L)
- C = concentratie opgeloste stoffen (M/L^3)
- ΔC = gemiddelde concentratiegradiënt over membraan (M/L^3)
- Q = debiet (L^3/t)
- A = membraanoppervlak (L^2)
- X = concentreringsfactor
- Y = conversie of recovery
- Z = passage van opgeloste component door membraan
- K_d = verdelingscoëfficiënt
- D_w = diffusiecoëfficiënt van water door het membraan (L^2/t)
- D_i = diffusiecoëfficiënt van de stof i door het membraan (L^2/t)
- C_w = concentratie van water in het membraan (M/L^3)
- V_w = molair volume water (L^3/M)
- R = gasconstante (L^2/T^2t)
- T = temperatuur
- δ = membraandikte (L)
- ρ = dichtheid van water (M/L^3)

Subscripts

- f = voedingsstroom
- c = concentraatstroom
- p = permeaatstroom

constant zijn [Weber, 1972]. De concentratiegradiënt over het membraan vormt een constante drijvende kracht voor diffusie. De stofoverdracht van het water vindt plaats door convectie en wordt door de druk bepaald. Hierdoor is in een diffusie-gedreven systeem de concentratie aan opgeloste stoffen in de permeaatstroom indirect afhankelijk van de aangelegde voedingsdruk.

De waterflux (F_w) wordt in een drukgedreven membraansysteem bepaald door het produkt van de stofoverdrachtscoëfficiënt (K_w) en de netto drukgradiënt ($\Delta P - \Delta \Pi$) [Kedem, 1958], en kan rechtstreeks worden bepaald uit het permeaatdebiet (Q_p) en het membraanoppervlak (A):

$$F_w = K_w(\Delta P - \Delta \Pi) = \frac{Q_p}{A} \quad (3)$$

Hierin is ΔP het gemiddeld drukverschil over het membraan ($\frac{1}{2}(P_f + P_c) - P_p$) en $\Delta \Pi$ het gemiddeld osmotisch drukverschil over het membraan ($\frac{1}{2}(\Pi_f + \Pi_c) - \Pi_p$). Bij de berekening van het osmotisch drukverschil kan de osmotische druk van het permeaat (Π_p) bij hyperfiltratie veelal worden verwaarloosd. Dit levert de volgende vergelijking voor de netto drijvende druk:

$$P_{\text{net}} = P_f - \frac{\Delta P_{fc}}{2} - \frac{\Pi_f + \Pi_c}{2} - P_p \quad (4)$$

De flux van de opgeloste stof (F_s) door het membraan kan worden berekend uit het verschil in concentratie van de opgeloste stof tussen het membraanoppervlak en de permeaatstroom (ΔC), zoals aangegeven in (5).

$$F_s = K_s \Delta C = \frac{Q_p C_p}{A} \quad (5)$$

In het model wordt verder aangenomen, dat de concentratiegradiënt kan worden benaderd als het verschil van de gemiddelde concentratie aan de voedingszijde van het membraan en de concentratie in het permeaat:

$$\Delta C = \frac{C_f + C_c}{2} - C_p \quad (6)$$

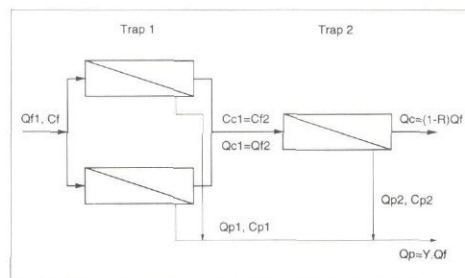
De fout die door deze benadering wordt gemaakt kan bovendien worden beperkt door het traject waarover wordt gerekend klein te houden (Conversie < 50 %, bij voorkeur $\pm 10\%$). Met behulp van een massabalans over een membraan kan hiermee de volgende vergelijking voor de passage van de opgeloste componenten (Z) worden afgeleid [Taylor *et al.*, 1994].

$$Z = \frac{C_p}{C_f} = \frac{K_s}{K_w P_{\text{net}} \left(\frac{2-2Y}{2-Y} \right) + K_s} \quad (7)$$

Uit vergelijkingen (4) en (7) blijkt dat de passage van de opgeloste component een functie is van vijf onafhankelijke variabelen (K_w , K_s , ΔP , $\Delta \Pi$ en $Y = Q_p/Q_f$). De invloed van de vijf variabelen op Z kan grafisch of door partiële differentiatie van Z ten opzichte van elk van de variabelen worden bepaald. Het blijkt dan dat Z afneemt met toenemende ΔP en K_w en afnemende K_s , Y en $\Delta \Pi$.

Vergelijking (7) vormt de basis voor het beschrijvende model. Als K_w en K_s voor een bepaald membraan bekend zijn, kan hiermee de retentie ($1-Z$) afhankelijk van de procescondities (ΔP , $\Delta \Pi$ en Y) worden berekend. De waarden voor K_w en K_s kunnen worden vastgesteld met behulp van proefinstallatie-onderzoek.

Vergelijking (7) kan worden toegepast voor maximaal één trap in een meertraps membraaninstallatie (tot een conversie van circa 50%). Voor beschrijving van een meertraps installatie biedt vergelijking (7) nog onvoldoende nauwkeurigheid. Om toepassing van het model op een meertraps installatie mogelijk te maken, wordt het toegepast op een tweetraps membraaninstallatie (afb. 2). De eerste trap bestaat



Afb. 2 - Tweetraps membraaninstallatie.

uit twee drukbuizen met elk bijvoorbeeld zes membraanelementen; de tweede trap bestaat uit één drukbuis eveneens met zes membraanelementen. Het concentraat van de drukbuizen van de eerste trap wordt gecombineerd en ingezet als voedingswater voor de tweede trap. Het permeaat van beide trappen wordt gezamenlijk afgevoerd.

Voor de verdere ontwikkeling van het model wordt vergelijking (7) toegepast per trap. Uiteraard kan een analoge aanpak worden toegepast voor een berekening per membraanelement. Samen met de massabalansen tussen de trappen levert dit uiteindelijk de vergelijking waarmee een meertrapsmembraaninstallatie kan worden beschreven [Taylor *et al.*, 1994]:

$$Z_{\text{inst}} = \frac{C_{p,\text{inst}}}{C_f} = \frac{\sum_{i=1}^n \left[A_i K_w P_{\text{net},i} \prod_{j=0}^{i-1} X_j \right]}{\sum_{i=1}^n A_i K_w P_{\text{net},i}} \quad (8)$$

Hierin zijn i en j het nummer van de trap-

pen en is X_j gedefinieerd als de concentreringsfactor voor trap j . Per definitie geldt dat $X_0 = 1$:

$$X_j = \frac{1 - Z_j Y_j}{1 - Y_j}; X_0 = 1 \quad (9)$$

Bij de stofoverdracht door het membraan wordt dicht bij het membraanoppervlak een hogere concentratie aan opgeloste componenten gevonden dan in de bulk van de oplossing. Dit wordt veroorzaakt door de constante aanvoer van deze componenten door het water. Doordat het water door het membraan permeëert zullen de opgeloste stoffen aan het membraanoppervlak ophopen. Dit verschijnsel wordt concentratie polarisatie genoemd en kan eenvoudig in het model worden ingebouwd [Taylor *et al.*, 1994]. Het gevolg van concentratie polarisatie is dat de flux van de opgeloste component, en dus ook de passage door het membraan, hoger is dan op grond van de bulkconcentratie verwacht wordt. Daarnaast kan door concentratie polarisatie de vervuilingssnelheid van de membranen aanzienlijk toenemen.

Concentratie polarisatie kan op een eenvoudige wijze in het model worden ingebouwd door een teruggdiffusie van de opgehoopte componenten door de laminaire film langs het membraanoppervlak aan te nemen [Sung, 1993]:

$$F_s = -D_s \frac{dC_i}{dz} + C_i F_w \quad (10)$$

Oplossen van deze differentiaalvergelijking geeft de volgende relatie voor de concentraties in de bulk (C_B), aan het membraanoppervlak (C_s) (voedingszijde) en in het permeaat:

$$\frac{C_s - C_p}{C_B - C_p} = e^{-\frac{F_w \delta}{D_s}} = e^{-\frac{F_w}{k_b}} \quad (11)$$

Toepassing van dit resultaat levert dan de volgende vergelijking voor de retentie van een trap:

$$Z_{\text{cp}} = \frac{C_p}{C_f} = \frac{K_s e^{-\frac{F_w}{k_b}}}{K_w P_{\text{net}} \left(\frac{2-2Y}{2-Y} \right) + K_s e^{-\frac{F_w}{k_b}}} \quad (12)$$

In het algemeen wordt aangenomen, dat de exponent F_w/k_b evenredig is met de verhouding van de stroom door het membraan en de stroom langs het membraan. Deze verhouding wordt berekend uit de conversie van de individuele membraanelementen (r_i):

$$\frac{F_w}{k_b} = k \left(\frac{r_i}{1-r_i} \right) \tag{13}$$

Voor de berekening van de retentie van de meertrapsinstallatie kan vergelijking (8) weer worden gebruikt, waarbij in plaats van Z_i vergelijking (13) wordt toegepast. Als voorbeeld voor de toepassing van het model is de invloed van de druk en de conversie op de retentie berekend voor een $K_w = 1,5 \cdot 10^{-6}$ m/s.bar en $K_s = 2,0 \cdot 10^{-6}$ m/s voor een tweetraps systeem. De berekeningen zijn uitgevoerd per trap, waarbij rekening is gehouden met hydraulische drukverliezen (1,2 bar per trap). De genoemde waarden komen qua grootte-orde overeen met de scheiding van éénwaardige ionen met behulp van een nanofiltratiemembraan. De resultaten van deze berekeningen zijn grafisch weer-gegeven in afbeelding 3.

Het blijkt dat bij toenemende druk en gelijkblijvende conversie de retentie toeneemt. Bij toenemende conversie en gelijkblijvende druk daarentegen, neemt de retentie af. Afbeelding 3 toont ook het effect van concentratie polarisatie. Hierbij werd een verhouding van de concentratie aan het membraanoppervlak en in de bulk van circa 1,07 aangehouden. Uit de grafiek blijkt, dat concentratiepolarisatie een kleine maar toch significante invloed op de verwijdering heeft. De mate van concentratie polarisatie kan worden beïnvloed door de stroomsnelheid van de concentraatstroom langs het membraan-oppervlak. Een toename van de stroom-snelheid geeft een afname van de dikte van de laminaire film aan het membraan-

oppervlak en van de concentratie polari-satie. De relatie tussen de retentie en de stof-overdrachtscoëfficiënten K_w en K_s in hetzelfde systeem is weergegeven in afbeelding 4 voor constante voedingsdruk (10 bar) en conversie (50%) per trap. Het blijkt dat bij toenemende K_s en gelijk-blijvende K_w de retentie afneemt. Bij toenemende K_w en gelijkblijvende K_s , neemt de retentie toe.

Toetsing van het model

Om het model te toetsen is gebruik gemaakt van gegevens over de chloride-retentie van de proefinstallatie van NV PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland te Andijk [PWN, 1986]. Deze installatie is opgebouwd uit vijf trappen (5-3-2-1-1 drukvaten met elk 4 elementen per drukvat) met cellulose acetaat membranen. In dit onderzoek zijn alle membraanelementen afzonderlijk getest op hun produktiviteit en chlorideretentie.

Uit deze gegevens zijn de stofoverdrachts-coëfficiënten voor water en chloride berekend: $K_w = 3,3 \cdot 10^{-7}$ m/s.bar en $K_s = 4,3 \cdot 10^{-7}$ m/s. Tabel I toont een overzicht van de gemeten en de volgens het model berekende retenties voor chloride. Bij deze berekeningen zijn de volgende aannamen gebruikt: Conversie = 80 %; Drukval van trap naar trap = 0,1 bar; Totaal zoutgehalte TDS = 650 mg/l; Chlorideconcentratie voeding = 250 mg/l;

Voedingsdebiet = 9,9 m³/h; Voedingsdruk = 21,5 bar; Concentratie polarisatie $k = 0,4$.

Uit deze tabel volgt, dat het model goed aansluit bij de gemeten waarden, ondanks enkele aannamen en schattingen van procescondities. De gemeten retenties voor de trappen zijn jaargemiddelden.

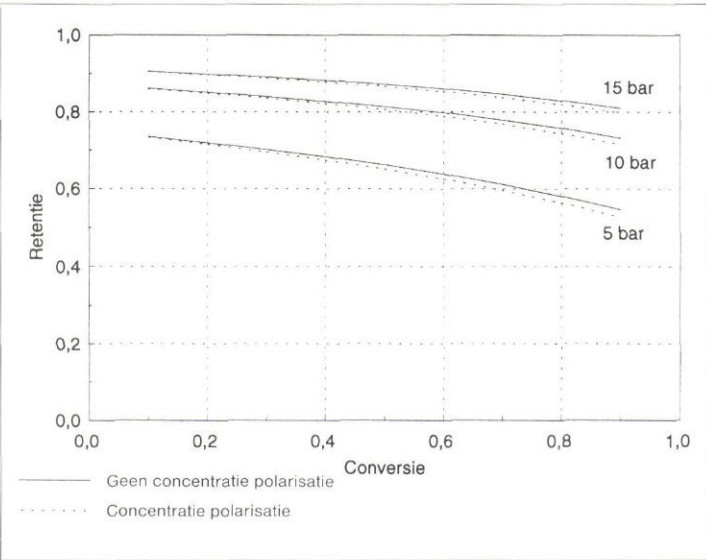
Voorspelling van de retentie

Het model kan worden toegepast voor het voorspellen van de retenties van ionen en kleine organische moleculen als de stof-overdrachtscoëfficiënten (K_w en K_s) en de procescondities (druk, conversie) bekend zijn. Voorwaarde hierbij is dat het scheidingsmechanisme door diffusie wordt bepaald en geen ionkoppeling optreedt. Door ionkoppeling kunnen bij nanofiltratie grote afwijkingen ontstaan. In deze paragraaf wordt het model getoest aan de resultaten van onderzoek in Florida [Duranceau, 1990] en de resul-taten van het proefinstallatie-onderzoek uitgevoerd in het kader van het VEWIN-meerjarenonderzoekprogramma te Andijk [Hofman, 1993]. In het onderzoek van Duranceau [1990] zijn de stofoverdrachtscoëfficiënten van de opgeloste stoffen (K_s) en water (K_w) voor een enkeltraps membraansysteem (DOW/Filmtec NF70) gemeten. Uit analyse van deze resultaten bleek, dat de retentie van de opgeloste stoffen toenam met een toename van de lading en het molecuulgewicht. De resultaten van dit

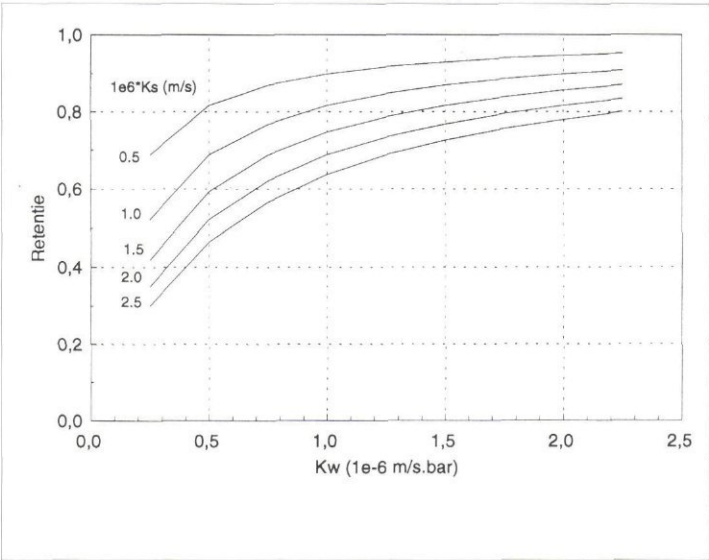
TABEL I - Gemeten en berekende retenties voor chloride voor de proefinstallatie te Andijk.

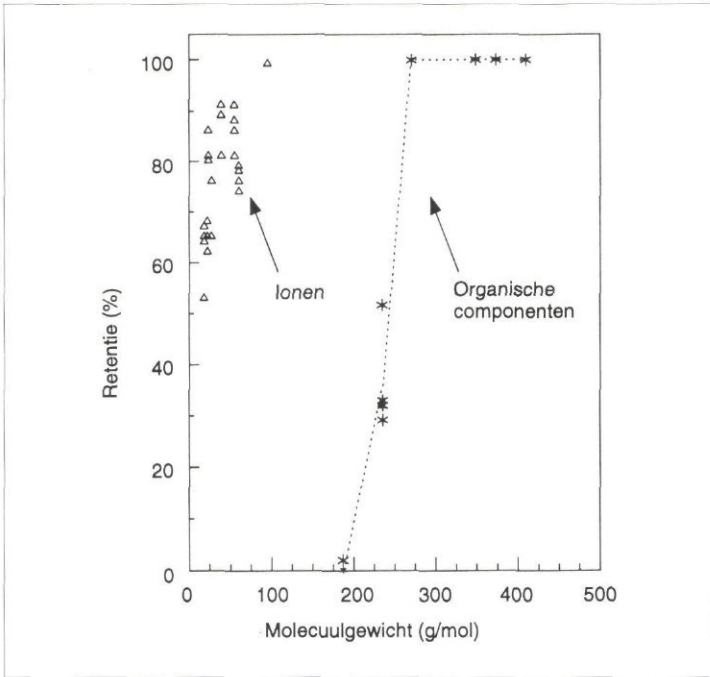
Retentie	Trap 1	Trap 2	Trap 3	Trap 4	Trap 5	Installatie
Berekend	94	93	93	92	91	86
Gemeten	94	93	92	91	91	87

Afb. 3 - Voorspelde retentie als functie van de conversie voor diverse voedingsdrukken ($K_w = 1,5 \cdot 10^{-6}$ m/s.Bar; $K_s = 2,0 \cdot 10^{-6}$ m/s).



Afb. 4 - Retentie als functie van K_w bij 10 bar en 75% conversie voor een aantal waarden van K_s .





Afb. 5
Retentie van organische en anorganische stoffen als functie van hun molecuulgewicht voor het DOW/Filmtec NF70 membraan [Duranceau, 1990].

ethyleendibromide (EDB, MW 186), dibroomchloorpropan (DBCP, MW 237), alachlor (MW 270), methoxychlor (MW 346), heptachlor (MW 373) en chloordaan (MW 410). EDB werd niet door het NF70 membraan verwijderd, DBCP werd gedeeltelijk verwijderd, terwijl al de andere bestrijdingsmiddelen volledig door het membraan werden tegengehouden. Het geringe verschil in molecuulgewicht tussen EDB (geen verwijdering) en alachlor (volledige verwijdering) was voor Duranceau een aanwijzing, dat het retentiemechanisme was gebaseerd op zeping. In dat geval kan het model niet worden toegepast voor de voorspelling van de retentie van de genoemde bestrijdingsmiddelen. De gedeeltelijke verwijdering van DBCP verklaarde hij door diffusie of een brede poriegrootteverdeling van het NF70 membraan. De correlatie van Duranceau kan in combinatie met vergelijking (8) worden gebruikt voor het voorspellen van ionen-

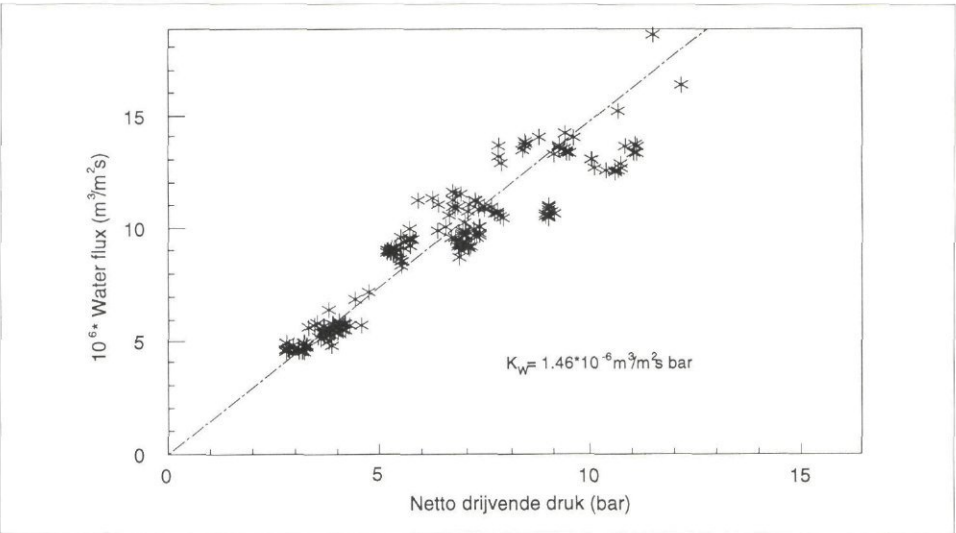
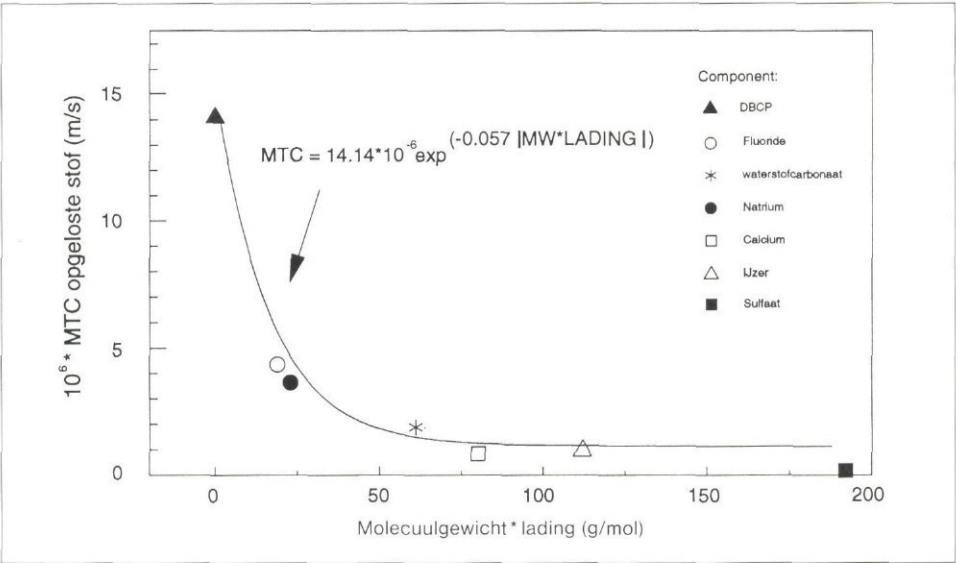
Afb. 6 - Modellerings van K_s volgens Duranceau [1990].

onderzoek zijn weergegeven in afbeelding 5. Het bleek dat de lading van het ion een belangrijke invloed op de retentie had. Er werd bijvoorbeeld ongeveer 70% natrium (MW 23, lading +1) uit de voedingsstroom verwijderd, terwijl de retentie van ethyleendibromide (MW 186, lading 0) verwaarloosbaar was. Daarnaast kon uit de resultaten geconcludeerd worden dat de stofoverdracht van de anorganische opgeloste stoffen diffusiegestuurd was en dat voor de verwijdering van de pesticiden voor het NF70 membraan waarschijnlijk een zeefmechanisme bepalend was. Als dit werkelijk het geval is, kan het model niet voor (de geteste) bestrijdingsmiddelen worden toegepast en zal de retentie onafhankelijk zijn van flux en conversie. Duranceau beschreef de stofoverdrachtscoëfficiënten van de opgeloste stof als functie van de lading en het molecuulgewicht. Afbeelding 6 geeft de relatie tussen de K_s en het produkt van het molecuulgewicht en de lading grafisch weer.

Het model geeft de K_s weer als een exponentiële functie van het produkt van de lading en het molecuulgewicht:

$$K_s = 14,14 \cdot 10^{-6} e^{-0,057 |MW \cdot lading|} \quad (14)$$

De K_w van het gebruikte membraan werd eveneens gemeten (zie afb. 7). De waarde voor K_w bedroeg 1,46 x 10⁻⁶ m/s.bar. De onderzochte pesticiden en bijbehorende molecuulgewichten (MW) waren



Afb. 7 - Waterflux als functie van de netto drijvende druk voor een DOW/Filmtec NF70 membraan [Duranceau, 1990]

TABEL II – Gemeten en voorspelde stofoverdrachtscoëfficiënten en concentraties aan opgeloste stof bij 25°C

Membraan		DOW/Filmtec NF70				Toray SU-610			
		Gemeten		Voorspeld		Gemeten		Voorspeld	
Y			7,0				9,4		
ΔP	% bar		14,6				4,7		
K _{Wf}	10 ⁷ m/s·bar	3,9		–		17,0		–	
K _{Wnf}	10 ⁷ m/s·bar	16,0		14,6		23,0		–	
Ion		Ca ²⁺ Cl [–]		Ca ²⁺ Cl [–]		Ca ²⁺ Cl [–]		Ca ²⁺ Cl [–]	
C _f	mg/l	254	406			210	275		
C _p	mg/l	18	135	1,8	33,9	57	242	4,7	61,6
C _c	mg/l	269	446			245	285		
K _S	10 ⁷ m/s	4,2	26,4	1,48	18,7	26,5	893	1,48	18,7

concentraties in de permeaatstroom, die afkomstig is uit een proces met NF70 membranen.

Bij het proefinstallatie-onderzoek naar de verwijdering van bestrijdingsmiddelen in het kader van het VEWIN-meerjarenonderzoekprogramma [Hofman, 1993] zijn naast de retentie van de bestrijdingsmiddelen ook de stofoverdrachtscoëfficiënten voor water, calcium en chloride van de Filmtec NF70 en Toray SU-610 membranen bepaald. Beide membranen zijn 4-inch spiraalgewonden nanofiltratiemembranen. Het membraanmateriaal bestaat uit een composiet met een scheidende laag van een vertakt polyamide. Volgens de fabrikanten bezitten beide membranen een vergelijkbare produktiviteit en vrijwel dezelfde zoutwerende eigenschappen.

Tabel II geeft een overzicht van de experimenteel vastgestelde concentraties en stofoverdrachtscoëfficiënten van calcium en chloride. Daarnaast zijn in de tabel de met het model van Duranceau en vergelijking (7) voorspelde concentraties en stofoverdrachtscoëfficiënt opgenomen. Tijdens de uitvoering van de experimenten in Andijk is een extreme vervuiling van beide membranen opgetreden op het moment dat de retenties van calcium en chloride werden gemeten. De gemeten stofoverdrachtscoëfficiënten vormen daarom slechts een indicatie voor de werkelijke waarde. De K_W werd gemeten direct na het in gebruik nemen van de installatie (geen vervuiling; K_{Wnf}) en bij het bepalen van de genoemde retenties (vervuiling van de membranen; K_{Wf}). De vervuiling van de membranen is opgetreden door de accumulatie van alle opgeloste verbindingen, ten gevolge van de recirculatie van de concentraatstroom naar de voedingsstroom in de proefinstallatie, in samenhang met een verhoogde temperatuur.

De door Duranceau voor NF70 gemeten K_W wordt in tabel II vermeld als de voorspelde K_W. Het verschil tussen beide waarden (14,6 en 16,0 x 10⁻⁷ m/s.bar) is minder dan de maximale afwijking ten

opzichte van de specificatie die door de fabrikant wordt toegestaan. De K_{Wf} voor NF70 werd door vervuiling sterk verlaagd, en was, zoals verwacht, lager dan de voorspelde K_W.

De K_S-waarden werden gemeten met sterk vervuilde membranen. De gemeten K_S-waarden zijn voor beide membranen beduidend hoger dan de voorspelde K_S-waarden. Dit geeft aan, dat vervuiling de stofoverdrachtseigenschappen van het membraan beïnvloedt. De verhoging van de K_S-waarden kan worden verklaard door een toename van de concentraties aan het membraanoppervlak door een toename van de concentratie polarisatie veroorzaakt door de aanwezige vuillaag. Een andere mogelijke verklaring kan gezocht worden in het optreden van ionkoppeling, een verschijnsel waarbij de retenties van de opgeloste ionen elkaar beïnvloeden en afhankelijk zijn van de verhoudingen van de concentraties van de individuele ionen.

De K_S-waarden nemen zowel bij het NF70 membraan als bij het SU-610 membraan af bij een hogere lading en molecuulgewicht. Dit wordt ook verwacht en door het model van Duranceau voorspeld. Het SU-610 membraan is produktiever (hogere K_W) dan het NF70 membraan en verwijdert minder calcium en chloride uit de voedingsstroom. De invloed van vervuiling op het SU-610 membraan was veel geringer vergeleken met het NF70 membraan. In de eerste fase van het onderzoek was K_W voor het SU-610 membraan 44% hoger dan voor het NF70 membraan. Vervuiling veroorzaakte een verlaging van K_W van 76% voor het NF70 membraan, tegenover 24% voor het SU-610 membraan. Na vervuiling was daardoor het SU-610 membraan vier keer zo produktief als het NF70 membraan, terwijl het toch veel minder calcium of chloride verwijderde.

Volgens de literatuur van de fabrikant hebben deze membranen zowel overeenkomsten als verschillen. Beide membranen zijn composieten van polyamide, maar het SU-610 membraan laat

meer water door, houdt meer MgSO₄ en minder NaCl tegen dan het NF70 membraan. Het is moeilijk deze twee membranen op grond van de literatuur van de fabrikanten te vergelijken zonder de stofoverdrachtscoëfficiënten te berekenen, en zelfs dan is beproeven in een proefinstallatie gewenst in verband met verschillen in beproevingscondities. De resultaten geven aan dat bij beide membranen vervuiling van invloed is op de stofoverdrachtseigenschappen. Modelvoorspellingen zijn het nauwkeurigst uit te voeren voor niet vervuilde membranen. Deze voorspellingen zullen membraanspecifiek zijn en voor ieder membraanmateriaal moeten worden vastgesteld.

Verder onderzoek

Voor verdere ontwikkeling van het model is uitgebreid onderzoek naar de voorspelling van de stofoverdrachtscoëfficiënten noodzakelijk. Vooral de toepassing van het model voor de verwijdering van organische microverontreinigingen moet onderzocht worden. In 1994 is een onderzoek gestart aan de University of Central Florida in Orlando onder leiding van prof. Taylor, waarbij getracht zal worden de stofoverdrachtscoëfficiënten van organische microverontreinigingen en precursors voor desinfectienevenprodukten te modelleren. Dit onderzoek zal in de eerste fase uitgevoerd worden op laboratoriumschaal en in een later stadium zullen de resultaten worden getoetst op testbank- en proefinstallatieschaal. Het onderzoek zal financieel ondersteund worden in het kader van het VEWIN-meerjarenonderzoekprogramma en door de American Water Works Association Research Foundation (AWWARF). Daarnaast zullen ook bij Kiwa aanvullende experimenten op laboratoriumschaal worden uitgevoerd.

Literatuur

Duranceau S. J., Taylor J. S. and Mulford L. A. (1992). *SOC Removal in a Membrane Softening Process*. Journal AWWA, Vol. 84, no. 1, p. 68-78

Duranceau S. J. (1990). *Modelling of Mass Transfer and SOC Removal in a Membrane Softening Process*, Proefschrift, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Central Florida, Orlando, Florida, December 1990.

Hofman, J. A. M. H., Noij, Th. H. M., Kruithof, J. C. en Schippers, J. C. (1993) *Verwijdering van bestrijdingsmiddelen en andere organische microverontreinigingen met nanofiltratie*. H₂O, 26:359-365

Kedem, O., and Katchalsky, A. (1958). *Thermodynamic Analysis of the Permeability of Biological Membranes to Non-electrolytes*. Biochimica et Biophysica Acta, 27:123.

Lonsdale, H. K., Merten, U. and Tagami, M. (1967). *Phenol Transport in Cellulose Acetate Membranes*. J. Appl. Polymer Sci., 11:1807-1820.

fatering van zuiveringsinstallaties in sommige delen van ons land, bijvoorbeeld die welke aan de Maas gelegen zijn, is hiervan een voorbeeld. Ook het CO₂-vraagstuk – afgezien van de wetenschappelijke twijfels hierover – kan in dit verband worden genomen.

3. *Preventieve versus sanering.* De aanpak van situaties waarbij milieuproblemen in de tijd kunnen cumuleren, heeft een zekere voorrang boven de aanpak van situaties waar een dergelijk cumulatief effect niet optreedt. In het eerste geval neemt het milieuprobleem in de loop der tijd immers toe naarmate de maatregel wordt uitgesteld, in het tweede geval niet. Zo kan ik mij voorstellen, dat aan het verminderen van de emissie van verontreinigende stoffen de voorrang wordt gegeven boven het nemen van maatregelen in de sfeer van geluids- en geur-belasting en externe veiligheid. Zo kan ik mij ook voorstellen dat de preventie van bodemverontreiniging belangrijker is dan het saneren van reeds bestaande situaties, een stelling die mijns inziens in het bijzonder opgaat bij de waterbodemsanering.

4. *End of pipe-versus procesgeïntegreerde maatregelen.* Procesgeïntegreerde maatregelen verdienen in de regel de voorkeur boven end of pipe-oplossingen. Het moment om dergelijke maatregelen te nemen, is in het algemeen gesproken het ogenblik dat vervangings- of uitbreidings-investeringen worden gedaan. Dat kan met zich meebrengen dat het soms verstandig is een bestaande situatie gedurende enige tijd ongewijzigd te laten, teneinde deze achterstand enkele jaren later meer dan goed te maken, maar dan op bedrijfseconomisch verantwoorde wijze.

5. *Kosteneffectieve versus minder-kosteneffectieve maatregelen.* Het is evident, dat (als gekeken wordt naar hetzelfde milieu-vraagstuk) de geïnvesteerde milieugulden bij de ene onderneming meer rendement op kan leveren dan bij de andere onderneming. Dit is met name het geval bij vraagstukken als energiebesparing of de reductie van emissies van stoffen als SO₂, NO_x, enzovoort. In een aantal gevallen zal dus moeten worden gezocht naar wegen, waarlangs de milieugulden van het ene bedrijf wordt geïnvesteerd in het andere bedrijf. Dat heeft het effect van een tweesnijdend zwaard: een relatief lagere investeringslast en een relatief hoge milieuwinst. Een dergelijke handelswijze kan met name relevant zijn voor bedrijfsvestigingen binnen één concern, maar ook voor de overdracht van middelen naar bijvoorbeeld Oost-Europese ondernemingen.

Heb ik met het voorgaande een aantal

aandachtspunten genoemd, die vanuit een oogpunt van optimaal milieurendement een rol kunnen spelen bij de benadering van een individueel bedrijf, duidelijk is dat dergelijke afwegingen alleen mogelijk zijn als daarvoor ook een organisatorisch en bestuurlijk kader aanwezig is. In dat verband vestig ik de aandacht op de volgende aandachtspunten:

– Een integrale beoordeling van de problematiek binnen één onderneming is alleen goed mogelijk als de situatie integraal in kaart is gebracht en als duidelijk is wat de bestedingsruimte is en waar de prioriteiten liggen. Een goede plaats daarvoor is een bedrijfsmilieuplan, waartoe de onderneming het initiatief neemt en waarin wordt aangegeven welke milieu-maatregelen voor de komende jaren op milieugebied worden voorzien. Een dergelijk bedrijfsmilieuplan is de basis voor daarop volgend overleg tussen de onderneming en de overheid, met als sluitstuk uiteindelijk de milieuvergunning waarvan de inhoud zo veel mogelijk moet aansluiten op de inhoud van het plan. Tot de opstelling van een dergelijk plan heeft zich inmiddels een groot aantal ondernemingen verplicht, met name binnen de chemische, de basismetaal- en de zuivel-industrie. Ook voor andere ondernemingen, met name als zij wat complexer van aard zijn, zou het echter uiterst nuttig kunnen zijn dergelijke plannen op te stellen.

– Met name als de beoordeling van de milieusituatie, respectievelijk van een bedrijfsmilieuplan geschiedt door verschillende bevoegde overheden (rijk, provincie, waterschap, gemeente) is het van groot belang dat die overheden onderling langs de weg van bestuurlijk overleg tot overeenstemming komen. Een discussiepunt in dat verband is met name de bevoegdheidsverdeling tussen het verlenen van de milieuvergunning enerzijds en de WVO-vergunning anderzijds, in uw kring een bekend gespreksonderwerp. Tot op heden is door VNO en NCW, uitgaande van de bestaande bevoegdheidsverdeling tussen enerzijds provincies en gemeenten en anderzijds Rijkswaterstaat en de waterschappen, ook ingestemd met de aanwezigheid van verschillende loketten. De komende jaren zullen voor ons echter moeten uitwijzen, of dit standpunt goed is geweest. Dat hangt zeker af van de vraag in hoeverre de verschillende betrokken overheden in de praktijk met elkaar tot een evenwichtige beoordeelingsdeling komen, danwel of zij elk slechts het eigen deelbelang blijven behartigen.

– Tenslotte is niet alleen aan de orde de beoordeling door verschillende overheden van één onderneming, maar kan ook be-

stuurlijk overleg noodzakelijk zijn wanneer een afweging moet worden gemaakt tussen de milieu-inspanningen van de ene onderneming versus de andere. Dat is in het bijzonder het geval indien sprake is van situaties, hierboven aangegeven, waarbij de milieugulden op de ene plaats met meer rendement kan worden geïnvesteerd dan op de andere. Wij bepleiten een dergelijke 'uitruil', omdat zulks zowel vanuit milieu- als vanuit bedrijfseconomische overwegingen effectief kan zijn. Gezocht zal echter moeten worden naar bestuurlijke en juridische instrumenten om dit nog nauwelijks verkende pad begaanbaar te maken.

Ik heb met dit artikel duidelijk willen maken, dat milieurendement de komende jaren een belangrijk criterium is, zowel voor de beleidsbepalingen in algemene zin als voor het beleid ten aanzien van individuele ondernemingen is. Tevens hoop ik aangegeven te hebben, dat dit criterium mijns inziens niet vertaald kan worden in zwart of wit geformuleerde spelregels, maar wel in kwalitatieve afwegingen die vooraf gaan aan de noodzakelijke beleidskeuzen. En tenslotte is mijn mening, dat prioriteiten slechts effectief kunnen worden gesteld, als ondernemingen daaraan een eigen bijdrage leveren en als ook de overheid bereid is tot integrale afwegingen, zelfs als die overheid in de praktijk uiteen valt in verschillende bij dezelfde zaak betrokken organen.

• • •

Nano- en hyperfiltratie-installaties

• Slot van pagina 6.

PWN 1986: *Onderzoek hyperfiltratie te Andijk 1983/1984, deel A rapport, deel B bijlagen*, Werkgroep Hyperfiltratie Andijk.

Sung, L. K. (1993). *Modelling Mass Transfer in Diffusion Controlled Membranes*, Proefschrift, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Central Florida, Orlando, Florida, Juni 1993.

Taylor, J. S., Thomson, D. M. and K. J. Carswell (1987). *Applying Membrane Processes to Groundwater Sources for Trichloromethane Precursor Control*, Journal. AWWA, 79(8):72-82.

Taylor, J. S., Hofman, J. A. M. H., Duranceau, S. J., Kruithof, J. C. and Schippers, J. C. (1994). *Simplified Modeling of Diffusion Controlled Membrane Systems*, geaccepteerd voor publikatie in Aqua.

Weber, W. J. (1972). *Physicochemical Processes For Water Quality Control*. New York: John-Wiley and Sons.

• • •