

Koagulering/direktefiltrering for fjerning av humus fra drikkevann

Av Bjørnar Eikebrokk

Bjørnar Eikebrokk er dr.ing. og ansatt i SINTEF.

BAKGRUNN

Norske drikkevannskilder inneholder alle humus i noen grad. Enkelte steder er humusinnholdet så stort at vannet får en karakteristisk, gulbrun farge. Klare estetiske og bruksmessige ulemper er forbundet med slikt vann.

Senere forskning har dessuten vist at humus kan inngå i en rekke potensielt helseskadelige forbindelser med vårt vanligste desinfeksjonsmiddel, nemlig klor. Problemer med lukt og smak vil her også kunne oppstå.

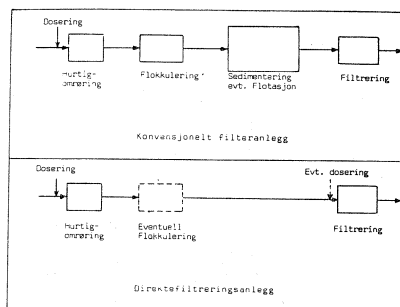
Vi vet videre at humus, foruten å være sterkt korrosjonsfremmende, også har evnen til å ta opp og holde i løsning både tungmetaller og pesticider.

Behovet for å fjerne humus er derfor åpenbart flere steder, problemet er imidlertid å finne censemeter som er enkle og billige. Konvensjonell fullrensing kan falle for dyrt for mange kommuner i dagens pressede økonomiske situasjon.

På de steder hvor humus er det eneste kvalitetsproblem, kan det også være manglende motivasjon og vilje til å bygge omfattende og kostbare renseanlegg.

På denne bakgrunn er det viktig å vurdere nye og billigere rensesmetoder for humusholdig vann. Det følgende vil omfatte én slik alternativ rensesmetode, nemlig såkalt direktefiltrering. Her utelates arealkrevende separasjonsbassenger, slik at

anleggskostnadene kan reduseres med 30—40% i forhold til konvensjonell fullrensing. Dette kan skje uten at det går ut over kvaliteten på det rensede vann. Metoden er imidlertid ny i Norge, og prosessens egnethet for norske råvannstyper er lite kjent. Figur 1 viser i prinsippet forskjellen på et direktefiltreringsanlegg og et konvensjonelt filteranlegg.



Figur 1.

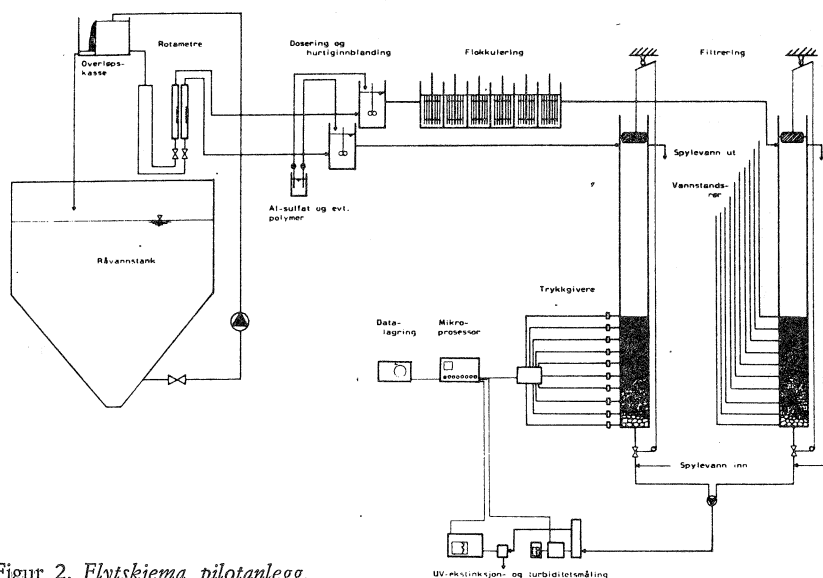
Direkte filtrering kontra konvensjonelt filteranlegg.

PILOTFORSØK

Ved Institutt for Vassbygging, NTH ble det i 1980—81 foretatt pilotforsøk med rensing av humusholdig vann ved hjelp av koagulering/direktefiltrering /1/. Pilotanlegget var dimensjonert for 0.6 m³/h, og bestod av 2 parallelle linjer. An-

leggets ene linje var bygget slik at separat flokkulering kunne inkluderes i prosessen. Figur 2 viser et flytskjema over

anlegget. Selve filterkolonnene bestod av pleksiglassrør med diameter 15 cm og høyde ca. 4 m.



Figur 2. Flytskjema pilotanlegg.

Filtreringshastigheten kunne velges ved hjelp av rotametre. En flottør med tilhørende reguleringsventil på utløpet sørget for konstant filtreringshastighet innen hver syklus.

Filtratkvaliteten ble kontinuerlig registrert i form av turbiditet (Hach Low Range Turbidimeter, Modell 1720 A) og UV-eksleksjon (ISCO Modell UA-5). Dessuten ble trykktapsutviklingen i filteret registrert ved hjelp av trykkgivere som var plassert med 10 centimeters intervaller langs filtersengen. Disse dataene ble registrert med valgbare tidsintervaller av en mikrodatamaskin (Rockwell Aim 65) og lagret for senere bearbeiding på det sentrale dataanlegg (Univac 1100/60).

Råvann

Konsentrert humusvann fra en naturlig kilde ble fortynnet med vann fra Jonsvatnet i en råvannstank på 9 m³.

Det ferdige råvann hadde en farge på 30–45 mg Pt/l, og en turbiditet på 0,4–0,8 NTU. Dette er vanlige verdier for mange norske drikkevannskilder.

Koagulerings- og flokkuleringsmidler

Som koaguleringsmidler ble forsøkt vanlig aluminiumsulfat (Lysaker) og polymerisert aluminiumklorid, PAC (WAC). Dessuten ble det utført forsøk med tilsats av spesielle organiske flokkuleringsmidler (Magnafloc). Disse var av både

nonionisk, kationisk og anionisk type, og doseringspunktet ble variert fra hurtig-mixer via siste flokkuleringskammer til direkte kolonnedosering.

Koaguleringen medførte en pH-senkning i vannet. For å sikre en optimal drift mht. pH, ble soda (Na_2CO_3) tilsatt som alkaliseringsmiddel.

Filtertyper

Forsøkene har omfattet nedstrøms filtrering i både én-medium (1M) og to-media (2M) filtre. Filtersengens dybde var 110 cm, hvorav 30 cm støtteskikt. Dette bestod av 3 gruslag, hver på 10 cm. Det øverste hadde kornstørrelse

1,0—2,0 mm, det neste 2,0—5,0 mm og det siste 5,0—10,0 mm. 1M-sandfilteret bestod av 80 cm sand 0,4—1,0 mm, mens 2M-filteret bestod av 53 cm hydroantrasitt 0,8—1,6 mm over 27 cm sand 0,4—1,0 mm.

RESULTATER OG DISKUSJONER

Generelt

Resultatene er vurdert ut fra ønsket om størst mulig netto vannproduksjon pr. tidsenhet av vann med tilfredsstillende kvalitet (SIFF's krav).

Vannproduksjonen kan beregnes ut fra følgende formel:

$$Q_D = \frac{24}{T_P} (V_f T_f - V_s T_s) \text{ hvor}$$

$$Q_D = \text{netto vannproduksjon (m}^3/\text{m}^2 \text{ døgn} = \text{m/d})$$

$$V_f = \text{filtreringshastighet (hydraulisk belastning) (m/h)}$$

$$V_s = \text{vannspylehastighet (m/h)}$$

$$T_s = \text{vannspyletid (h) pr. syklus}$$

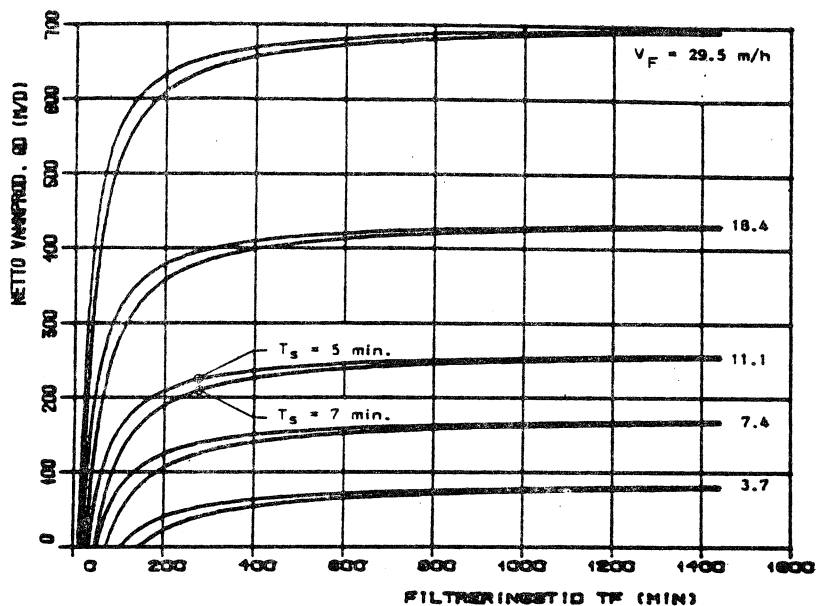
$$T_f = \text{filtreringstid (h) pr. syklus}$$

$$T_P = T_f + T_s + T_L + T_v = \text{lengden (h) på hele filtreringsperioden hvor foruten } T_f \text{ og } T_s \text{ også eventuell luftspyletid } T_L \text{ og ventilmanøvreringstid } T_v \text{ er inkludert.}$$

Formelens første ledd uttrykker antall perioder (sykluser) pr. døgn, mens uttrykket i parentes uttrykker netto vannproduksjon pr. syklus. Figur 3 viser hvordan

netto vannproduksjon endres med filtreringstid og filtreringshastighet.

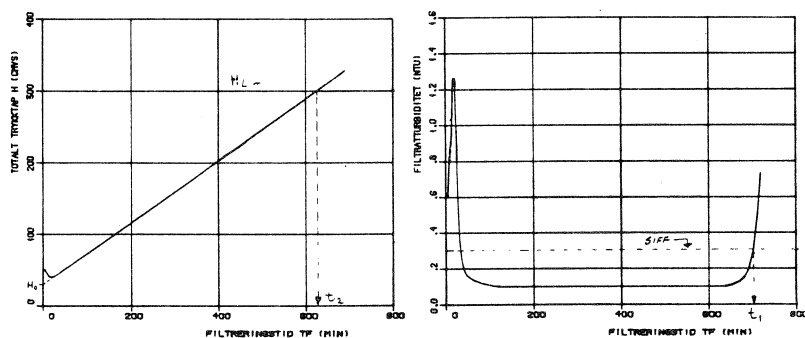
Det er to forhold som kan begrense en syklus i tid, nemlig *trykktap* og *gjennombrudd* (GBR).



Figur 3. Nettovannproduksjon s.f.a. filtreringstid og filterhastighet
($V_s = 76 \text{ m}^3/\text{h}$, $T_i = T_v = 2 \text{ min.}$).

Trykktapet kan begrense filtreringstiden T_f ved at den disponible trykkehøyde brukes opp. På den annen side vil et GBR

begrense syklusen ved at vannkvaliteten ikke lenger oppfyller SIFF's krav. Disse to begrensninger er illustrert i figur 4.



Figur 4. Trykktap eller gjennombrudd (GBR) begrenser filtreringstiden.

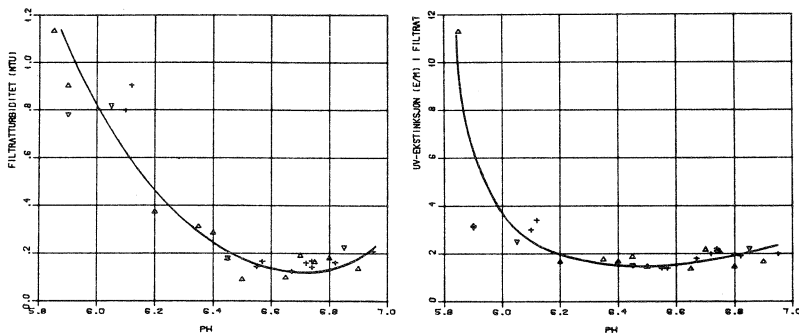
Et filter vil utnyttas optimalt når tidspunktene t_1 og t_2 faller sammen.

Optimale koaguleringsforhold

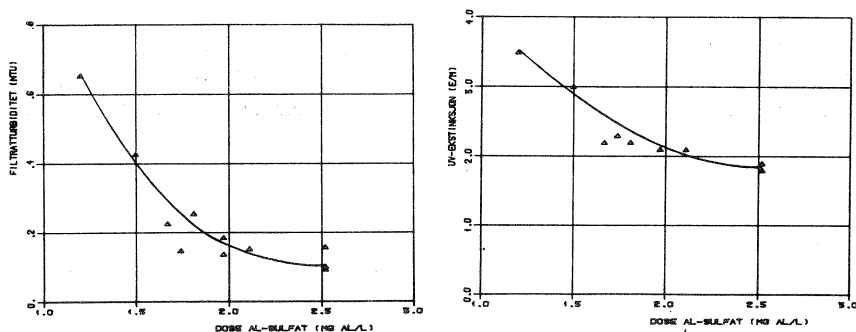
Figur 5 viser filtratturbiditeten og UV-ekstinksjonen (bølgelengde 254 nm) for

filtratet som funksjon av pH. Vi ser at optimal pH (målt i kolonnen) ligger i området 6,5–6,8 for turbiditet og 6,3–6,8 for UV.

Nødvendig koagulantdose er vist i figur 6. Denne ligger på omlag 2,5 mg Al/l.



Figur 5. Optimale pH-verdier m.h.p. turbiditet og UV-ekstinksjon. Al-sulfat. (Råvannsfarge 30–40 mg Pt/l).

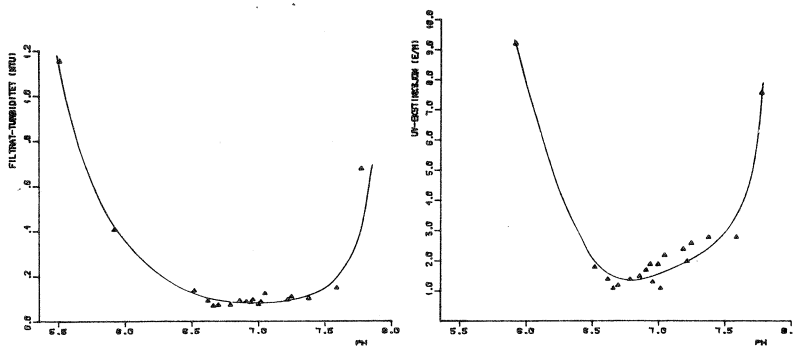


Figur 6. Nødvendig koagulantdosering Al-sulfat. (Råvannsfarge 30–40 mg Pt/l).

Ovenstående gjelder for vanlig Al-sulfat og en råvannsfarge som nevnt innledningsvis.

For PAC er optimalt pH- og doseringsområde for samme vanntype vist i figur

7 og 8. Vi ser at nødvendig dose er tilnærmet den samme som for Al-sulfat, mens optimal pH er oppe i området 6,6–7,4.



Figur 7. Optimal pH-verdier PAC. (Råvannsfarge 30—40 mg Pt/l).

1M kontra 2M

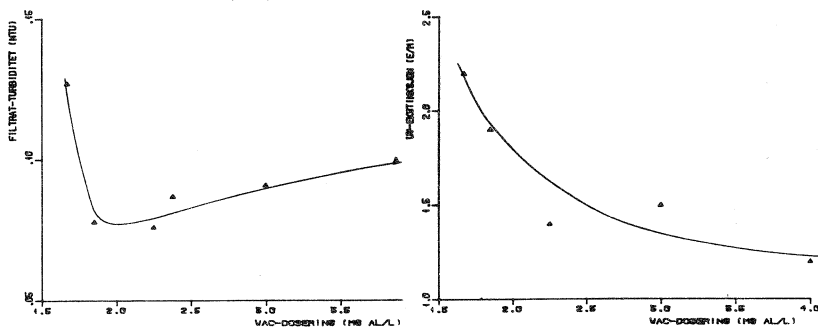
Figur 9 viser netto vannproduksjon for et 1M og et 2M filter. Vi ser at 2M-filteret gir en noe høyere vannproduksjon for en noe høyere filtreringshastighet enn hva tilfellet er for 1M-filteret.

Kurvene gjelder for Al-sulfat som koaguleringsmiddel, og det er hele tiden GBR som er begrensende for filtreringstiden. Av den disponible trykkehøyde på ca. 3 m VS, utnyttet 1M filteret ca. 70 cm VS og 2M-filteret ca. 40 cm VS før

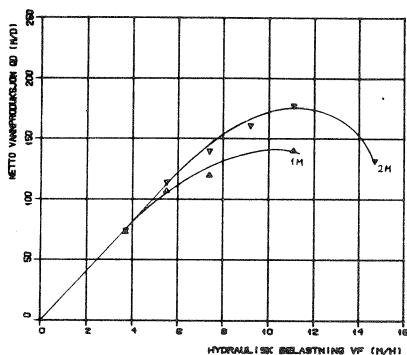
GBR oppstod. 1M filteret gav altså lavere vannproduksjon, dvs. lavere filtreringstider for samme filtreringshastighet, og høyere trykktap enn 2M-filteret.

Effekten av syntetiske flokkulanter

Forsøkene har vist at dosering av små mengder polymer direkte i kolonnen gir drastiske økninger i vannproduksjonen. Figur 10 viser netto vannproduksjon mot filtreringshastigheten for et 2M filter med Al-sulfat som koaguleringsmiddel og til-



Figur 8. Nødvendig kagulantdosering PAC. (Råvannsfarge 30—40 mg Pt/l).

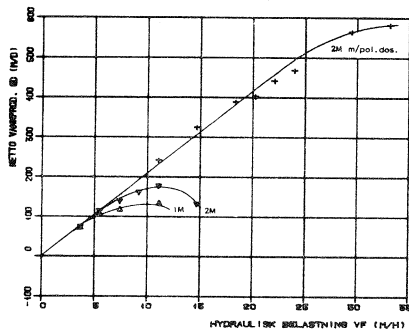


Figur 9.

Netto vannproduksjon s.f.a. filterbastighet for én medium sandfilter (1M) kontra to-media antrasitt-sandfilter (2M).

sats av 0,1 mg/l nonionisk polymer (Magnafloc LT 20).

Vannproduksjonskurvene for et 1M og et 2M filter uten polymertilsats er tatt med for sammenligningens skyld.



Figur 10.

Netto vannproduksjon s.f.a. filtreringshastighet for 2M-filter med polymerdosering (0.1 mg/l Magnafloc LT-20).

Vi ser at polymertilsatsen medførte bortimot en tredobling av netto vannproduksjon. Samtidig ble den optimale fil-

treringshastighet skjøvet opp i omlag 30 m/h.

Slike hastigheter åpner nye perspektiver innen filterdimensjonering, i det nødvendige filterareal i dette tilfellet kun hadde blitt ca. 1/3 av det man hadde måttet bygge dersom Al-sulfat hadde blitt brukt alene. I dag dimensjoneres filtre ofte etter en hydraulisk belastning på 5–12 m/h.

Den rene polymerkostnaden ved slike doseringer det her er snakk om, utgjør mindre enn 1 øre pr. m³ filtrert vann.

Forsøkene viste at nonionisk og kationisk polymer var mer effektive enn anionisk polymer. Den nonioniske var også den billigste. Dosering direkte i kolonnen gav bedre resultat enn dosering i hurtigmixer eller i siste flokkuleringskammer.

Ellers viste det seg at polymerdosering i de mengder det her er snakk om, ikke hadde noen åpenbare negative virkninger på prosessen. Dersom dosene ble høyere, oppstod problemer med spylingen. Dette fordi spesielt antrasittkornene da ble svært klebrige og vanskelig fluidiserbare.

Dosering av 0,1 mg/l nonionisk polymer medførte at trykktapet ved GBR øket til ca. 2 mVS. En optimal drift krever derved at slike filtre dimensjoneres for et slikt trykktap. Økt polymerdosering medfører økt trykkhøydeutnyttelse før GBR. Det viste seg imidlertid at filtrering til høye trykktap (> 3 mVS) ofte førte til at de øvre, og mest gjentettede deler av antrasittlaget løftet seg som en «plugg» under tilbakespylingen. Denne tette pluggen løste seg vanskelig fullstendig opp, og kunne gi opphav til klumpdannelse på grenseflaten antrasitt-sand. Delingsfenomenet kunne også ofte oppstå mellom antrasitt- og sandlaget. Dette medførte at antrasittlaget ofte løftet seg noen cm. før det løste seg opp og fluidiserte.

Al-sulfat kontra PAC (WAC)

PAC har i jar-tester gitt svært lovende resultater. Dette skyldes imidlertid det faktum at fnokkene er svært store og derved godt sedimenterbare.

Innen filtrering ønskes en forholdsvis liten og tett fnokk, og det viste seg at PAC her ikke gav de store fordeler fremfor Al-sulfat. Noen fordeler finnes imidlertid, og de viktigste er listet opp nedenfor:

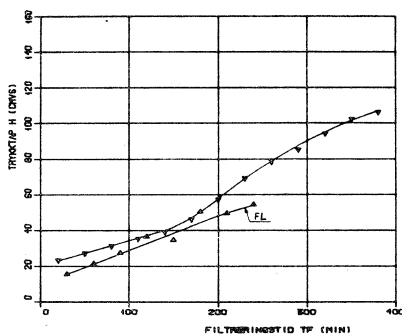
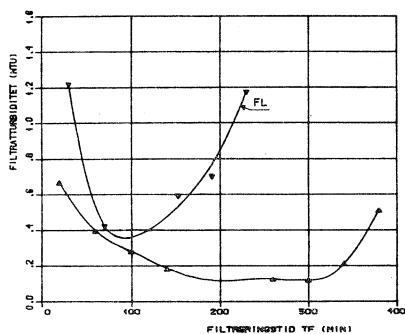
- PAC har et høyere og bredere optimalt pH-område.
- PAC gir mindre pH-reduksjon, og krever derfor lavere alkalitetstilsats.
- PAC gir kortere modningsperiode.
- PAC gir noe høyere vannproduksjon for høye filtreringshastigheter.
- PAC gir et filtrat med svært god kvalitet.

De største ulempene er en pris som er omlag dobbelt så høy som vanlig Al-sulfat, og at PAC gir noe høyere trykktap.

Separat flokkulering

Verdien av separat flokkulering i slike direktefiltreringssystemer er gjenstand for diskusjon. Sikkert er det imidlertid at flokkulering med G-verdier optimale forut for en sedimentering, er direkte ugunstige forut for et filter.

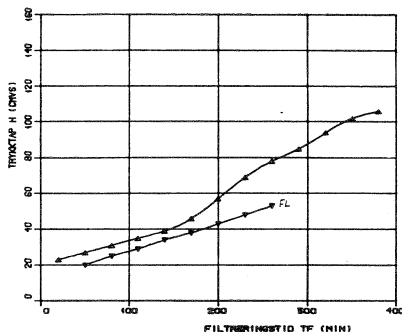
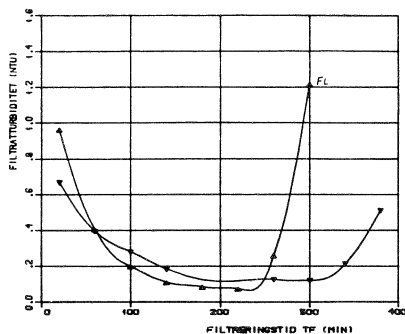
Dette er vist i figur 11 hvor det er anvendt avtrappede G-verdier fra ca. 40 sek^{-1} i første kammer til 5–10 i siste kammer. Vi ser at filtratet ikke under noen del av syklusen oppfyller SIFF's kvalitetskrav. Figuren viser som referanse en syklus under de samme forhold, men uten separat flokkulering.



Figur 11. Filtrat-kvalitet og trykktapsutvikling. Separat flokkulering (FL) kontra syklus uten separat flokkulering. Lave G-verdier (40–10).

Figur 12 viser tilsvarende figur med noe høyere G-verdier. Her opereres med 70–80 sek^{-1} i første kammer og ca. 15

sek^{-1} i siste kammer. Vi ser at økningen i G-verdi har hatt en positiv effekt.

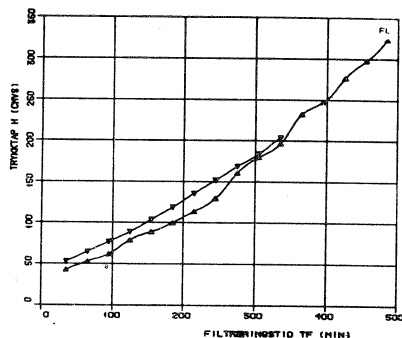
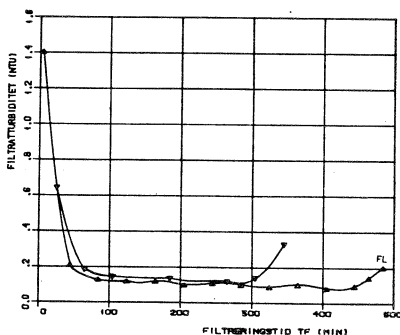


Figur 12. Filtratqualitet og trykktapsutvikling. Høyere G -verdier (80—15).

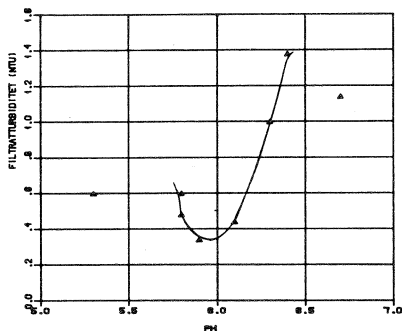
I figur 13 er G -verdiene økt til ca. 120 sek^{-1} i første kammer og ca. 50 sek^{-1} i siste kammer. Vi ser nå at separat flokkering har en positiv effekt, i det filtreringstiden før GBR er økt, mens trykktapet er redusert i forhold til syklusen uten separat flokkulering.

Høye fargetall

Senere forsøk i det samme pilotanlegget har omfattet forsøk med høye fargetall (70—75 mg Pt/l) /2/.

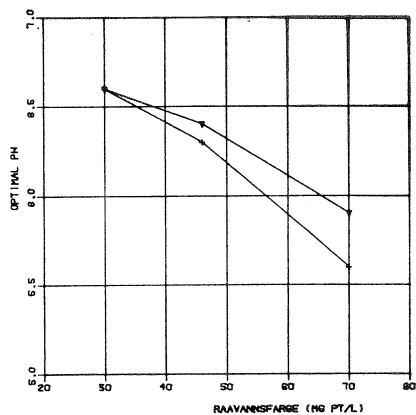


Figur 13. Filtratqualitet og trykktapsutvikling. Høye G -verdier (120—50).



Figur 14. Optimal pH-verdier. Al-sulfat. Høy farge (70—75 mg Pt/l).

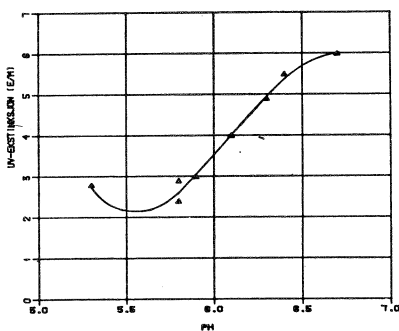
Angående minste nødvendig dosering viser figur 16 at denne kun øker marginalt med råvannsfargen. Dette må bety at koaguleringen hovedsakelig skjer etter omsvøpingsprinsippet, men at en adsorpsjon-ladningsnøytralisering også kan være medvirkende.



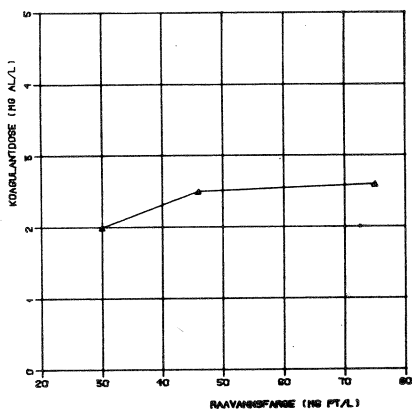
Figur 15.

Optimal pH s.f.a. råvannsfarge.

Figur 17 viser en regresjonsmodell av filtreringstid før GBR mot filtreringshastighet. Modellen er basert på fargetall i



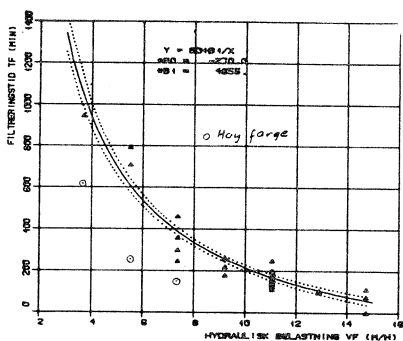
området 30—45 mgPt/l. Et 95% konfidensintervall for regresjonslinjen er også angitt. På denne figuren er også plottet



Figur 16.

Nødvendig koagulantdosering s.f.a. råvannsfarge.

inn resultatene fra forsøkene med høy farge (70—75 mg Pt/l). Vi ser at høy farge medfører raskere gjennombrudd og derved lavere netto vannproduksjon.



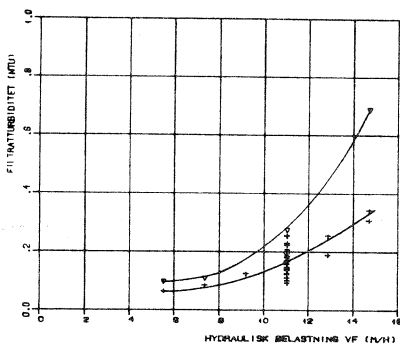
Figur 17.

Regresjonsmodell av filtreringstid for gjennombrudd mot hydraulisk belastning (filterhastighet) 2M-filte. Al-sulfat.

Valg av hydraulisk belastning (filtreringshastighet)

For Al-sulfat alene setter filtratkvaliteten en øvre grense for filtreringshastigheten. Dette er vist i figur 18.

Figuren viser også at en overdosering av Al-sulfat medfører dårligere filtratkvalitet, spesielt ved høye hastigheter. Gjen-

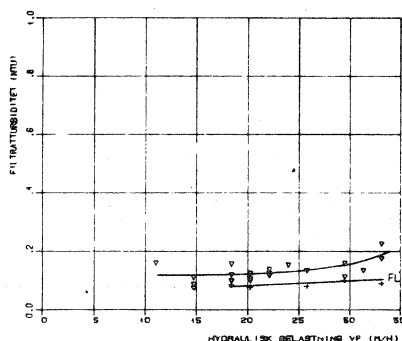


Figur 18.

Filtratkvalitet s.f.a. filtreringshastighet. Al-sulfat. 2M-filte (▽ 4—7 mg Al/l, + 1.7—3.2 mg Al/l).

nombruddet kommer også tidligere når overdosering skjer. Det er ut fra dette uheldig å overdosere Al-sulfat for pH-korreksjon der dette er aktuelt. Dette er ikke tilfellet når polymer doseres i tillegg. Figur 19 viser hvordan filtratkvaliteten her er tilnærmet uavhengig av filtreringshastigheten. Figuren viser også at separat flokkulering kan bedre filtratkvaliteten i noen grad.

I begge tilfeller vil en maksimering av netto vannproduksjon gi en optimal hydraulisk belastning (se figur 10).



Figur 19.

Filtratkvalitet s.f.a. filtreringshastighet. 2M-filte. Al-sulfat pluss polymer (0.1 mg/l Magnafloc LT 20) (▽ ingen separat flokk, + separat flokk).

SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

- Direktefiltrering synes å være en vel-egnet prosess for fjerning av humus fra drikkevann. Filtratkvatiteten oppfyller SIFF's krav med god margin. Fargetall på 2—3 mg Pt/l og turbiditet på 0,05—0,15 NTU var vanlige verdier.
- Råvannskvalitetsvariasjoner i området 30—45 mg Pt/l og 0,4—0,8 NTU for henholdsvis farge og turbiditet synes

under optimal drift ikke å påvirke filtreringsresultatene nevneverdig.

- Optimal pH for koaguleringen sank med økende råvannsfarge, mens nødvendig dosering kun viste en marginal økning.
- Et to-media antrasitt-sandfilter gir høyere netto vannproduksjon enn et én-medium sandfilter.
- Tilsats av polymer kan øke vannproduksjonen radikalt. Polymeren kan være av nonionisk type og bør doseres direkte i kolonnen. Doseringsmengden bør ikke overstige 0,15–0,2 mg/l. Dette ut fra tilbakespylingsmessige hensyn.
- PAC oppviser lavere alkalitetsbehov og bredere pH-intervall for optimal koagulering enn vanlig Al-sulfat. PAC-dannede fnokker er større og bedre

sedimenterbare. Noe større vannproduksjon kan påregnes, men fordelene kan oppveies ved at PAC er omlag dobbelt så kostbar som vanlig Al-sulfat.

- Separat flokkulering i en direktefiltreringsprosess krever betydelig høyere G-verdier enn flokkulering forut for en sedimenteringsreaktor. Flokkulering med lave G-verdier kan ha direkte uheldige konsekvenser på filtreringsprosessen. Først ved G-verdier over ca. 100 sek⁻¹ i første kammer avtrappet til 50 sek⁻¹ i siste kammer gir separat flokkulering positiv effekt i form av lengre filtersykluser og høyere netto vannproduksjon. Flokkulering gir også en reduksjon i trykktap og en marginal bedring av filtratkvaliteten.

REFERANSER

- /1/ *Eikebrokk, B.*: Koagulering/direktefiltrering for fjerning av humus fra drikkevann. Dr.ing. avhandling. Institutt for Vassbygging, NTH 1982.
- /2/ *Schram, E.*: En sammenligning mellom direktefiltrering og konvensjonelt oppbygd fullrenseanlegg. Hovedoppgave. Institutt for Vassbygging. NTH 1981.
- /3/ *Maulding, J. S. and Harris R. H.*: Effect of Ionic Environment and temperature on the Coagulation of Color-Causing Organic Compounds With Ferric Sulfate. Journal of AWWA. Apr. 1968.