

Vannforsyningens ABC

Kapittel D - Vannbehandling

D. VANNBEHANDLING	4
D.1 VANNBEHANDLING GENERELT	4
D.1.1 Innledning	4
D.1.2 Historikk	4
D.1.3 Enhetsprosesser	5
D.1.4 Grunnlag for valg av prosessløsning	6
D.1.5 Hva skal godkjennes?	7
D.1.6 Forbedret desinfeksjon	7
D.2 FORBEHANDLING	8
D.2.1 Siling	8
D.2.1.1 Grovsil	9
D.2.1.2 Finsil	10
D.2.1.3 Mikrosil	11
D.2.2 Hurtigfiltrering	11
D.2.2.1 Nedstrømsfilter	13
D.2.2.2 Oppstrømsfilter	14
D.2.2.3 Trykkfilter	14
D.2.2.4 Kontinuerlig spykende filter	14
D.2.2.5 Patronfilter	14
D.3 VANNBEHANDLING SOM ER HYGIENISKE BARRIERER	14
D.3.1 Generelt om vannbehandling som hygienisk barriere	14
D.3.2 Desinfeksjon ved klorering	17
D.3.2.1 Klorers virkemåte	18
D.3.2.2 Klorprodukter og klorkjemi	20
D.3.2.3 Vannkvalitetens betydning for den desinfiserende virkningen	25
D.3.2.4 Krav til tekniske anlegg	28
D.3.2.5 Bruksmessige hensyn	31
D.3.2.6 Måling og kontroll av klorinnhold	34
D.3.2.7 Dannelse av biprodukter	35
D.3.2.8 Referanser	41
D.3.3 Desinfeksjon ved UV-bestråling	43
D.3.3.1 Hva er UV-bestråling?	44
D.3.3.2 UV-strålers virkning på mikrober	44
D.3.3.3 Godkjenning av UV-anlegg	46
D.3.3.4 Vannkvalitetens betydning	47
D.3.3.5 Planlegging og teknisk utforming av UV-anlegg	50
D.3.3.6 Drift og vedlikehold	52
D.3.3.7 Dannelse av biprodukter	55
D.3.3.8 Referanser	55
D.3.4 Desinfeksjon ved ozonering	56
D.3.4.1 Hva er ozonering	56
D.3.4.2 Hensyn som er viktige for å sikre tilstrekkelig desinfeksjon	59
D.3.4.3 Vannkvalitetens betydning for den desinfiserende virkningen	61
D.3.4.4 Bruksmessige hensyn	62
D.3.4.5 Dannelse av biprodukter	63
D.3.4.6 Referanser	64
D.3.5 Koagulering og filtrering som hygienisk barriere	65
D.3.5.1 Referanser	66
D.3.6 Membranfiltrering	66
D.3.6.1 Referanser	69
D.3.7 Annet	69
D.3.7.1 Langsomfiltrering	69
D.3.7.2 Bruk av sølv	70

D.3.7.3 Bruk av jod.....	71
D.4 HUMUS – OG TURBIDITETSFJERNING	71
D.4.1 Generelt om humus – og turbiditetsfjerning.....	71
D.4.1.1 Hva er humus.....	71
D.4.1.2 Grunnlagsmateriale for dimensjonering av renseprosesser for fjerning av humus	73
D.4.1.3 Referanser.....	76
D.4.2 Koagulering og filtrering.....	76
D.4.2.1 Hva er koagulering og filtrering	77
D.4.2.2 Konvensjonell fullrensing.....	79
D.4.2.3 Direktefiltrering.....	81
D.4.2.4 Varianter av direktefiltreringsprosessen	85
D.4.2.5 Vannkvalitetens betydning for renseeffekten	89
D.4.2.6 Grunnlag for dimensjonering.....	92
D.4.2.7 Koaguleringskemikalier	94
D.4.2.8 Krav til tekniske anlegg.....	98
D.4.2.9 Driftserfaringer	117
D.4.2.10 Avløpsvann.....	119
D.4.2.11 Referanser.....	122
D.4.3 Membranfiltrering.....	123
D.4.3.1 Hva er membranfiltrering	124
D.4.3.2 Vannkvalitetens betydning for renseeffekt, gjenvinningsgrad og membranfluks	126
D.4.3.3 Grunnlag for dimensjonering.....	133
D.4.3.4 Krav til tekniske anlegg	134
D.4.3.5 Driftserfaringer	143
D.4.3.6 Avløpsvann.....	144
D.4.3.7 Koagulering og membranfiltrering	145
D.4.3.8 Ozonering og membran biofiltrering	147
D.4.3.9 Referanser.....	147
D.4.4 Ionebytte.....	148
D.4.4.1 Hva er ionebytte	148
D.4.4.2 Vannkvalitetens betydning for renseeffekten	150
D.4.4.3 Grunnlag for dimensjonering.....	150
D.4.4.4 Krav til tekniske anlegg.....	151
D.4.4.5 Driftserfaringer	154
D.4.4.6 Avløpsvann.....	156
D.4.4.7 Referanser.....	157
D.4.5 Ozonering og biofiltrering (under utarbeiding).....	158
D.4.6 Andre metoder for fjerning av humus (under utarbeiding)	158
D.5 KORROSJONSKONTROLL	158
D.5.1 Alkalisering.....	158
D.5.1.1 Tilsetting av kalk	158
D.5.1.2 Tilsetting av lut.....	159
D.5.1.3 Tilsetting av soda.....	159
D.5.1.4 Tilsetting av vannglass	159
D.5.2 Karbonatisering og hardhetsøkning.....	160
D.5.2.1 Tilsetting av kalk og CO ₂	160
D.5.2.2 Tilsetting av mikronisert marmor og CO ₂	160
D.5.2.3 Dolomittfilter (halvbrent dolomitt).....	160
D.5.2.4 Marmorfilter	161
D.5.2.5 Annet	161
D.5.3 Avherding (under utarbeiding)	162
D.5.4 Lufting (under utarbeiding).....	162
D.5.5 Adsorpsjon (under utarbeiding).....	162
D.5.6 Fjerning av jern og mangan (under utarbeiding)	162
D.5.7 Kunstig infiltrasjon (under utarbeiding)	162
D.5.8 Avsaltingsanlegg (under utarbeiding).....	162
D.6 ANDRE AKTUELLE VANNBEHANDLINGSTILTAK	162
D.6.1 Avherding (under utarbeiding)	162
D.6.2 Lufting (under utarbeiding).....	162
D.6.3 Adsorpsjon (under utarbeiding).....	162
D.6.4 Fjerning av jern og mangan (under utarbeiding)	162
D.6.5 Kunstig infiltrasjon(under utarbeiding).....	162

<i>D.6.6 Avsaltingsanlegg</i>	162
D.7 TILTAK PÅ GRUNNVANNSANLEGG (UNDER UTARBEIDING).....	163
D.8 VANNBEHANDLINGSKJEMIKALIER	163
<i>D.8.1 Aktuelle kjemikalier</i>	163
<i>D.8.2 Krav til godkjenning</i>	163
<i>D.8.3 Krav til bruk</i>	164
D.9 DRIFT OG VEDLIKEHOLD	164
D.10 EKSEMPLER PÅ KOMBINERTE BEHANDLINGSPROSESSER (UNDER UTARBEIDING)	165

D. Vannbehandling

D.1 Vannbehandling generelt

D.1.1 Innledning

I dette hovedkapittelet om vannbehandling gjennomgås alle kjente vannbehandlingsmetoder som har relevans for norsk vannforsyning. Metodene er beskrevet under delkapitler som angir hensikten med vannbehandlingen. Flere ulike behandlingsprinsipper vil kunne anvendes til samme formål.

Med vannbehandling menes her en tilsiktet prosess som endrer vannets fysiske, kjemiske eller mikrobielle sammensetning, og et vannbehandlingsanlegg består av innretninger og lokaler for vannbehandling. Målet med vannbehandlingen er å sikre at vannet er ”hygienisk betryggende, klart og uten fremtredende lukt, smak eller farge. Det skal ikke inneholde fysiske, kjemiske eller biologiske komponenter som kan medføre fare for helseskade i vanlig bruk” (drikkevannsforskriften § 12).

D.1.2 Historikk

Langt tilbake i historien har man hatt praktiske kunnskaper om vannhygiene, selv om man ikke forsto sammenhengen mellom vannkvalitet og helse. Vi vet at Hippokrates, legekunstens far, 400 år før vår tidsregning anbefalte å sile og koke regnvann før man drakk det. Man visste allerede den gang at drikkevann kunne forårsake sykdom, selv om årsakene ikke var kjent.

”Vannverkshistorien” begynner med at det ble lagt underjordiske ledninger av uthulte trestammer til vannposter rundt om i byene hvor folk kunne hente vannet selv (Oslo, 1624). De første ”moderne” vannverkene i Norge, som førte fram vann under trykk og muliggjorde at det kunne legges vann inn i husene, var kommunale, og de ble anlagt i de største byene. Etter hvert oppdaget man at det var nødvendig å behandle (rense) vannet før det kunne sendes ut på ledningsnettet. På landsbygden var det private andelslag som dominerte da vannverkene ble bygget ut der. I Kommunalteknisk statistikk for 1923 ble det registrert vannverk i 41 byer/tettsteder, til sammen 64 anlegg, alle bygget etter 1850. Det aller første moderne vannverk i Norge var ”Bergen vandverk”, med Svartediket som vannkilde, som sto ferdig i 1855. De tidligste vannverkene hadde ingen form for vannbehandling, først ute var ”Laurvik vandverk” (Larvik) i 1869. To senere bygde anlegg markerer nye teknologiske skiller, nemlig Sarpsborg vandverk og Arendal vandverk, som begge hadde teknisk avansert vannbehandling. Sarpsborg vannverk ble i 1913 bygget ut med kjemisk felling, trolig som landets første i sitt slag. Arendal vannverk ble i 1917 etablert det første norske vannverk med desinfeksjon av vannet, nærmere bestemt ozonering. Til sammenlikning ble verdens første anlegg for ozonering av drikkevann tatt i bruk i Leiden i Holland i 1893.

D.1.3 Enhetsprosesser

Enhetsprosessene innen vannbehandling er basert på fysiske, kjemiske eller biologiske virkningsmekanismer. Til de fysiske prosesser regnes siling, filtrering, mikrosiling, membranfiltrering, lufting og UV-bestråling. Til de kjemiske prosesser regnes klorering, oksidering, koagulering, ionebytte, absorpsjon og korrosjonsbekjempelse. Eksempler på biologiske renseprosesser, som for øvrig er lite utbredt i Norge, er langsamfiltrering og biologisk reaktor.

Tabellen nedenfor viser hvilke enhetsprosesser som er egnet til håndtere ulike vannkvalitetsproblemer:

Kvalitetsproblem	Enhetsprosess
Patogene organismer	Desinfeksjon Membranfiltrering Koagulering
Humusstoffer, naturlig organisk materiale (NOM)	Koagulering Membranfiltrering Ionebytte
Partikler	Koagulering Membranfiltrering Filtrering (Siling)
Korrosivitet	Kjemikalietilsetning CO ₂ -avdrivning
Lukt/smak	Absorpsjon Lufting Oksidering
Organiske mikroforurensninger	Absorpsjon
Jern/mangan	Oksidasjon + filtrering Koagulering

Radon, hydrogensulfid, andre gasser	Lufting
Hardhet	Ionebytte Koagulering
Fluorid	Absorpsjon på leire

I følge registreringer i vannverksregisteret for 2004 forsynes 3,3 mill. personer med desinfisert overflatevann, hvorav 82 % får klorert vann, 15 % UV-bestrålt vann og 3 % får vann som er behandlet med både klor og UV. 1,3 mill personer blir forsynt av vann som er behandlet for fargefjerning, hvorav metoder for koagulering (kjemisk felling) utgjør 87 % og membranfiltrering 9 %. Ionebytte, ozonering/biofiltrering og kombinasjon av flere fargefjerningsmetoder utgjør hver for seg mindre enn 1 %. 1,5 mill. personer blir forsynt av vann som er behandlet for korrosjonskontroll.

Disse tallene representerer individuelle behandlingsprosesser, men de fleste vannbehandlingsanlegg behandler vannet med en kombinasjon av flere enhetsprosesser.

D.1.4 Grunnlag for valg av prosessløsning

Valg av optimal vannbehandling må tilpasses det enkelte vannforsyningssystem, og krever alltid grundige forundersøkelser. Vannkvaliteten i råvannskilden må i de fleste tilfeller følges med prøvetaking og analyse i minst ett år. Forventet forbruk av drikkevann fra det ferdige anlegget må estimeres, og vannbehandlingen må deretter dimensjoneres i forhold til dårligst vannkvalitet og maksimalt forbruk. I drikkevannsforskriften § 14 heter det at vannbehandlingsprosessene skal være tilpasset den aktuelle råvannskvalitet, forholdene i tilsigsområdet, materialene i og utformingen av transportsystemet. Ved en kombinasjon av vannbehandling og beskyttelse av vannkilden(e) skal det som et minimum finnes to hygieniske barrierer i vannforsyningssystemet. Den ene av disse barrierer skal bestå i desinfeksjon eller tilsvarende. Det krever god faglig innsikt å vurdere alle de forhold som inngår i helhetsvurderingen av barrierebegrepet, og sørge for at vannbehandlingen ivaretar øvrige rensekraft, kapasitetshensyn og driftsstabilitet. Gjennom godkjenningsordningen legges det til rette for at vannverkseieren kan komme i dialog med godkjenningsmyndigheten allerede på planstadiet, og derved sikre seg at valg av vannbehandlingsprinsipper, beskyttelsestiltak, dimensjonering av behandlingsprosesser osv. kan skje på riktig måte. Godkjenningsmyndigheten kan på et tidlig stadium gi sine kommentarer til kildevalg, dersom det foreligger flere muligheter. Det er en fordel å velge gode vannkilder som det er mulig å beskytte på en tilfredsstillende måte, for å oppnå den ønskede barrierevirkning i kilden. Det gir økt sikkerhet og reduser behovet for omfattende vannbehandling.

Enhetsprosessene i vannbehandlingsanlegget bør velges slik at de virker godt sammen, og at det fortrinnsvis velges metoder som er egnet til å håndtere flere aktuelle kvalitetsproblemer samtidig. Av oversikten ovenfor vil man se at enhetsprosesser som koagulering og membranfiltrering kan anvendes overfor mange kvalitetsproblemer.

D.1.5 Hva skal godkjennes?

Det er viktig å merke seg at godkjenningsordningen for vannverk er individuell, det vil si at det gis godkjenning av de spesifikasjoner som vannverkseier angir for ett enkelt vannforsyningssystem. Det betyr at vi ikke har noen godkjenningsinstans for enhetsprosesser eller sammensatte prosesser. Det er ett "unntak" fra denne regelen, nemlig Folkehelseinstituttets typegodkjenning av UV-anlegg. Dette er en frivillig ordning som skal sikre at UV-anlegg oppfyller visse minimumskrav til desinfeksjonseffekt og er utrustet med nødvendig kontroll og overvåkingssystem.

Drikkevannsforskriften stiller krav om at materialer som direkte eller indirekte kommer i kontakt med vann i et vannforsyningssystem, ikke må kunne avgi stoffer til vannet i mengder som kan medføre helserisiko. Det finnes foreløpig ingen godkjenningsordning for slike materialer. Det arbeides for en felles EU-ordning (EAS, European Acceptance Scheme), men det er usikkert når den blir klar. Vannverkseier må derfor selv sørge for at materialene, inkludert beskyttelsesbelegg som påføres, tilfredsstiller drikkevannsforskriftens krav.

Drikkevannsforskriften krever at kjemiske produkter som benyttes ved behandling av drikkevann, skal være godkjent av Mattilsynet. Stoffene skal blant annet vurderes toksikologisk. Mattilsynet fører en oppdatert liste over godkjente produkter. Ved godkjenning av vannforsyningssystem etter drikkevannsforskriften § 8 godkjennes valg av vannbehandlingskjemikaler i hvert enkelt tilfelle. Vannverkseier skal sikre at rester av vannbehandlingsproduktene eller nedbrytningsproduktene ikke gjenfinnes i drikkevannet i konsentrasjoner som direkte eller indirekte kan medføre helserisiko. For enkelte av stoffene er det satt grenseverdier i drikkevannsforskriften. Dette gjelder trihalometaner, som kan være et biprodukt ved klorering, bromat, som kan være et biprodukt ved ozonering dersom vannet inneholder en del bromid, samt restkonsentrasjoner av monomerene akrylamid og epiklorhydrin fra eventuelle hjelpekoagulanter eller bruk av polymerene i materialer som kommer i kontakt med drikkevann. I tillegg er det i veiledningen til drikkevannsforskriften angitt ønskede verdier for en rekke indikatorparametere som kan brukes til å sikre tilfredsstillende drift av de hygieniske barrierene i vannbehandlingsanlegget.

D.1.6 Forbedret desinfeksjon

Vannbehandling som hindrer spredning av sykdomsfremkallende mikroorganismer gjennom drikkevann, er både nasjonalt og globalt et av de viktigste tiltak for å forebygge sykdom og død. Dette reflekteres gjennom vårt forskriftskrav om at alt drikkevann skal være hygienisk betryggende, og at det skal desinfiseres eller behandles på tilsvarende måte. Klorering har vært den mest anvendte metoden. Man regner med at klor er det enkeltkjemikalium som på verdensbasis har reddet flest menneskeliv. UV-bestråling er en meget enkel og sikker desinfeksjonsmetode som lenge har vært i utstrakt bruk her til lands. Norge ligger langt opp mot verdenstoppen med hensyn til antall UV-anlegg i forhold til kloreringsanlegg, faktisk er det mer en tre ganger så mange UV-anlegg som kloreringsanlegg her i landet. Men disse anleggene er gjennomgående små, så befolkningsmessig er forholdstallet omvent; mer enn 5 ganger så mange personer drikker klorert vann i forhold til hvor mange som drikker UV-desinfisert vann. Dette forholdstallet vil endres betraktelig i favør av UV-desinfeksjon

de nærmeste årene fordi flere store vannverk nå er i ferd med å skifte fra klorering til UV-bestråling. UV-bestråling har vist seg som en egnet desinfeksjonsmetode for parasitter (*Giardia*, *Cryptosporidium* og lignende organismer) samt bakteriesporer ved høye nok doser. Klorering er dermed på vei ut fordi det ikke er like effektivt som UV-bestråling.

D.2 Forbehandling

For at en rekke behandlingsprosesser skal virke optimalt er det viktig at råvannet gjennomgår en forbehandling for å fjerne større partikler.

I Norge er det svært mange mindre vannverk som har elv/bekk som vannkilde og som desinfiserer vannet ved UV-bestråling. Elver/bekker kan periodevis ha høyt innhold av partikler som følge av snøsmelting eller kraftig regnvær, og under disse forholdene er det også stor fare for at vannet er bakterielt forurensset. For at mikroorganismer som for eksempel bakterier og virus skal drepes/inaktiveres i et UV-anlegg må de utsettes for direkte bestråling. Mikroorganismer som er skjermet av eller innelukket i partikulært materiale, vil ikke nødvendigvis bli drept/inaktivert.

To enkle metoder for å fjerne eller redusere partikkelinnholdet i vann er siling og hurtigfiltrering. Disse metodene vil imidlertid kun fjerne relativt grove partikler, og er derfor å anse som en forbehandling av vannet. De er ikke å betrakte som generelle vannbehandlingsprosesser for fjerning av partikler. Tradisjonelle siler skal stoppe bl.a. fisk, gress og barnåler mens hurtigfiltrering skal fjerne bl.a. smådyr (krepsdyr), alger og planterester.

Særskilte behov for forbehandling av råvannet blir også omtalt under kapitlene som omhandler de enkelte renseprosesser/behandlingsmetoder.

D.2.1 Siling

Siling fjerner større partikler som kan ha innvirkning på vannets bruksmessige kvalitet, og hindrer innløp av partikler som kan skape driftsmessige problemer i etterfølgende behandlingstrinn. Det er viktig å ta hensyn til følgende forhold når det gjelder dimensjonering, utforming og drift:

- Silanlegget må dimensjoneres etter maksimal vannføring og etter dårligste vannkvalitet.
- Silkammer og siler må kunne rengjøres uten at vannkvaliteten blir forringet eller vannforsyningen stoppes. For plansiler kan det være en fordel med todelt silkammer for å lette rengjøring.
- Hensiktsmessige spylerutiner må innføres. Akkumulering av organisk materiale på silen kan øke trykket så mye at silene ryker. Store ansamlinger av organisk materiale vil kunne gi dårlig lukt og smak på vannet.

Enkelte siltyper har ikke behov for energitilførsel.

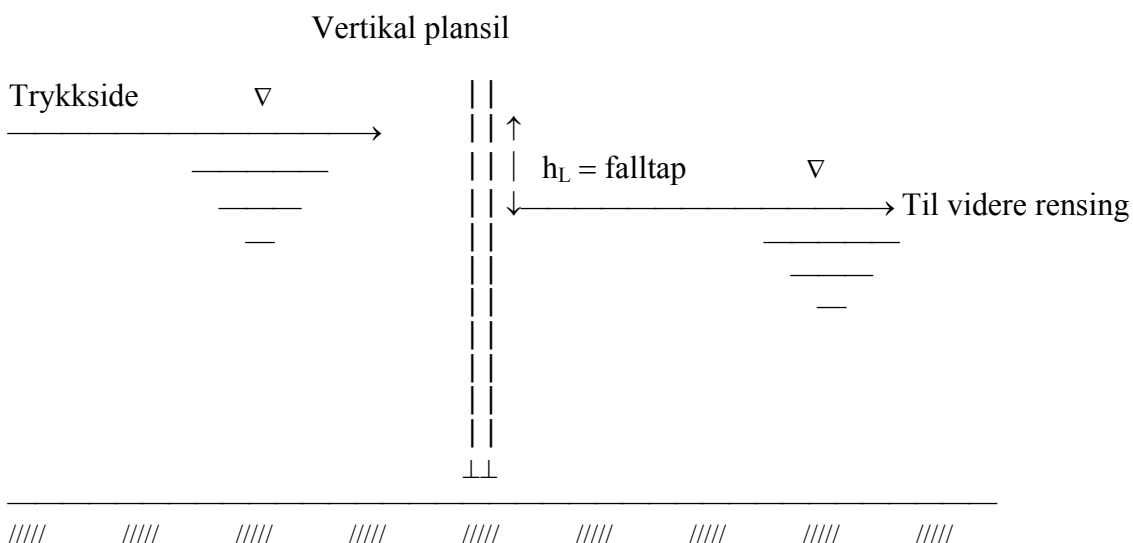
D.2.1.2 Finsil

Finsilen består av finmasket duk med lysåpning fra 0,1 – 0,4 mm. Den vil holde tilbake noe finere partikler enn grovsilen, men har ingen effekt overfor leire, kolloider eller partikler som er mindre enn poreåpningen i silduken. De fleste vannverk har både en grovsil og en finsil. Finsilen kan leveres i ulike utforminger som trykksil (selvspylende), rammesil (vertikale, skrå, horisontale) og roterende sil (selvspylende).

Med **trykksiler** menes gjerne silarrangement som kobles direkte inn på overføringsledninger uten å bryte trykklinjen med fritt vannspeil. Trykksiler kan for øvrig fås med lysåpning helt fra 0,025 mm og opp til 3,5 mm, og de må ikke nødvendigvis være selvspylende. Det må imidlertid foreligge et visst inngangstrykk eller differansetrykk for å starte spyleprosessen, med mindre denne styres ved hjelp av en egen pumpe.

Den vanligste siltypen på norske vannverk er siler der silduken er oppspent på en ramme, såkalte **rammesiler**. Silduken kan være av metall og/eller kunststoff, og rammene av tre, stål eller aluminium. Man må være oppmerksom på faren for galvanisk korrosjon når man velger å ha både ramme og silduk av metall.

Det er mest vanlig å montere rammesilene vertikalt, og det må da tas hensyn til falltapet gjennom silen. Falltapet er den overhøyden som vannet må ha på trykksiden for å presse vannet gjennom silduken, se figur D.2.2. Falltapet gjennom en ren sil er relativt ubetydelig, men det er viktig å bestemme falltapet som funksjon av tid og gjentetting av silen, slik at det etableres optimale spylerutiner.



Figur D.2.2 Falltap gjennom vertikal rammesil

Falltapet gjennom silene fås normalt i form av tabeller fra sil-leverandøren, men kan også beregnes etter følgende formel:

$$h_L = \frac{1}{2g} * \left(\frac{Q}{CA} \right)^2$$

h_L = falltapet, m

g = tyngdeakselerasjonen, konstant = 9,81 m/s²

Q = vannmengde gjennom silen, m³/s

A = neddykket effektivt lysåpningsareal, m²

C = koeffisient, typisk verdi er 0,60

Verdiene på A og C avhenger av silflatens utforming. Vanlige hastigheter på vannet gjennom siler er for trykksil rundt 720 m/t og for vanlige rammesiler mellom 40 og 60 m/t.

Oppstuvning foran silene kan medføre ikke bare redusert vannmengde gjennom silene, men også at gamle siler kan revne eller på annen måte ødelegges. Videre kan akkumulert materiale oppstrøms silen gå i forråtnelse og medføre vond lukt og smak på vannet.

D.2.1.3 Mikrosil

Mikrosilen har svært fine masker (lysåpning < 0,1 mm). Den holder tilbake relativt små partikler som for eksempel alger, og er i bruk på en del vannverk. Råvannet ledes gjerne inn i en roterende trommel omspent av en silduk, og siles gjennom duken som er spunnet av tråd i syrefast stål eller et syntetisk materiale. Driften er lett automatiserbar og den er selvspylende.

D.2.2 Hurtigfiltrering

Hurtigfiltrering er en prosess som anvendes for å fjerne partikulært materiale og utfelt slam, og som gir en større forbedring av vannets fysikalsk-kjemiske kvalitet enn bare siling. Filteret består av en "seng" fylt opp med granulært materiale eller medium, og partikler i vannet holdes tilbake i mediet når vannet passerer gjennom filteret. Filterdybden kan variere fra ca. 0,75 til over 2 m. Vanlig hastighet på vannet gjennom filteret er omkring ca. 5 - 30 m/t, og denne hastigheten er for stor til at det kan foregå biologiske prosesser av betydning i filteret. De partikulære forurensningene trenger ned i filtermediet/mediene og holdes tilbake rent mekanisk.

Tabell D.2.1 viser typiske dimensjoneringsverdier for ulike filtertyper. Det er for øvrig utarbeidet norske standarder for bl.a. forskjellige filtermedier. For mediene nevnt i tabell D.2.1. er de respektive standardene:

- NS-EN 12904 Produkter brukt til behandling av drikkevann – Sand og grus
- NS-EN 12909 Produkter brukt til behandling av drikkevann – Antrasitt
- NS-EN 12910 Produkter brukt til behandling av drikkevann – Granatgneis

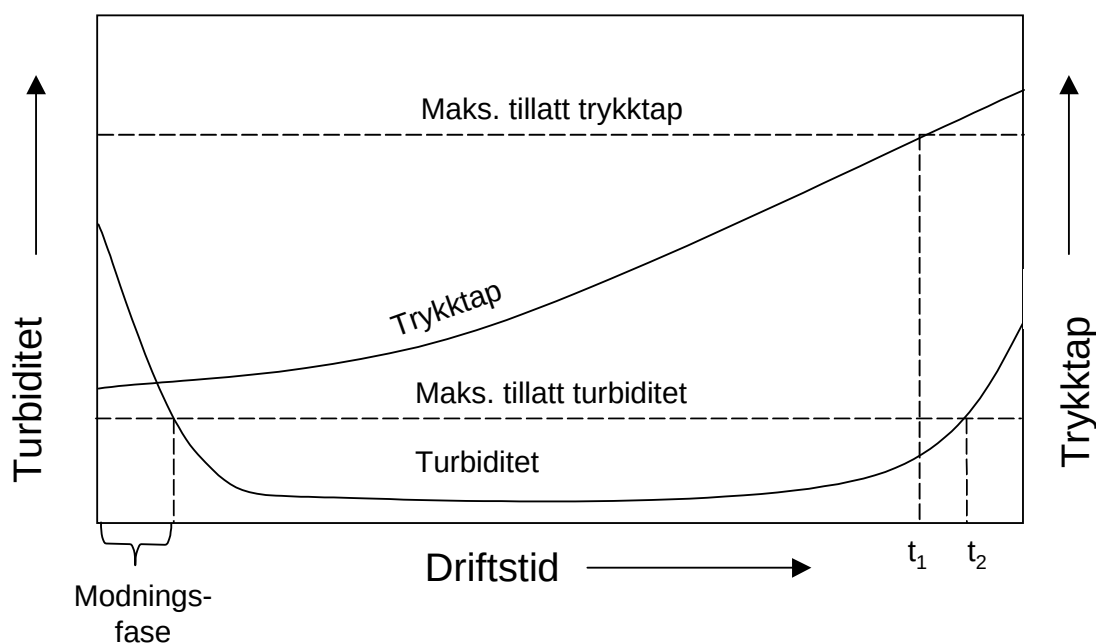
Tabell D.2.1. Typiske dimensjoneringsverdier for ulike filtertyper (hentet fra Grunnkurs i VAR-teknikk del 1, Institutt for vassbygging, NTH-Trondheim, 1983)

FILTERTYPE	FILTERMEDIUM, kornstørrelse i mm	FILTERDYBDE, cm	TYPISK FILTER- HASTIGHET, $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{t}$
Konvensjonelt nedstrøms- filter	Sand 0,5 – 0,8	50 - 80	5 - 10
To-media filter	Antrasitt 1,0 – 2,0 Sand 0,5 – 0,8	45 20	12 - 15
Tre-media filter	Antrasitt 1,0 – 2,0 Sand 0,6 – 0,8 Granatsand 0,4 – 0,8	65 22 8	12 - 15
Høybelastet flere- media filter	Som to-media og tre-media filter		20 - 30
Oppstrømsfilter	Sand 0,8 – 2,0	100 - 150	5 - 7

Etter hvert som partikulært materiale fanges opp av filteret vil trykktapet/falltapet over filteret øke. Dersom mengden vann inn på filteret er konstant, vil vann-nivået over filtersengen (nedstrømsfilter) stige. Hvor mye vannet kan stige bestemmes av filtertankens utforming, dvs. hvor stort tilgjengelig volum som finnes, og dermed bestemmes også maksimalt tilgjengelig trykktap. Når denne grensen er nådd må oppsamlet partikulært materiale vaskes ut av filteret. De filtre som ikke er av en type kontinuerlig spykende filtre, og det gjelder de fleste filtertyper, må da spyles. Når filteret er mettet med partikulært materiale vil en også få filtergjennomslag, dvs. at tidligere avsatt materiale løsner og følger med vannet ut av filteret. Dette viser seg som økt turbiditet i utløpsvannet. I drikkevannsforskriften er det for øvrig satt en grense for vannets turbiditet eller innhold av partikulært materiale.

Tiden det tar fra et filter settes i drift og til det må stenges pga. spyling kalles en driftssyklus. Lengden av en driftssyklus for et filter bestemmes altså av trykktapet over filteret og/eller utløpsvannets kvalitet, og driftssyklusen skal normalt stoppe i god tid før det oppstår filtergjennomslag. Lengden av en driftssyklus varierer fra filter til filter, avhengig av filterets oppbygging og mengde partikler i råvannet.

I figur D.2.3 tilsvarer t_1 det tidspunkt der trykktapet over filteret har blitt så stort at det har nådd grensen for maksimalt tillatt trykk. Likeledes tilsvarer t_2 det tidspunkt der grensen for maksimal tillatt turbiditet i utløpsvannet er nådd.



Figur D.2.3 Hurtigfiltrering - typisk utvikling av turbiditet i utløp fra og trykktap over filteret i løpet av en driftssyklus

Vaskesyklusens varighet vil også variere, avhengig av filtertype, mengde og type filtermedium, mengde avsatt partikulært materiale og spyle-/rengjørings-arrangement. Under filtervaskingen må vaskevannet ha så høy hastighet at filtermediet ekspanderer ca. 20 – 25 % (spylehastighet ca. 20 – 50 m/t). Spyling med vann pågår gjerne i 3 – 5 min. Slammet som løsner følger med vaskevannet til avløp. Til vaskeprosessen kan det også brukes hjelpemidler som for eksempel en mekanisk omrører eller luftspyling for å lettere løse opp sandklumper som av og til kan dannes i et filter.

Etter en spyleprosess er det vanlig at det filtrerte vannet en kort stund går til avløp før filteret settes tilbake til normal driftsmodus (modningsfase). Dette fordi renvannet vil inneholde noe partikulært materiale, ha høy turbiditet, rett etter en spyleprosess. Vanligvis har man installert minst 2 filterenheter, slik at én enhet alltid er i drift mens den andre spyles.

Filtrering er en prosess som vil kunne anvendes ved de aller fleste vannverk. Riktig utførelse og dimensjonering vil, i de fleste tilfeller, kunne gi en effektiv reduksjon av partikkelinnholdet i vannet.

Det fins et stort antall ulike filtertyper på markedet.

D.2.2.1 Nedstrømsfilter

Åpne nedstrømsfiltre inkluderer den konvensjonelle typen filtre. Filtrene er altså åpne, og vanlige filtermedia er sand (én-media filter), eller sand + andre medier (flere-media filter). Et to-media filter kan eksempelvis bestå av sand + hydroantrasitt og et flere-media filter av for eksempel hydroantrasitt + sand + granittsand. Andre medier, som

brukes i tillegg til sand, kan f.eks. være ekspandert brent leire (Filtralite), vulkanske materialer og plastmaterialer. Kornstørrelsen og tettheten på mediene varierer. Filtreringen skjer ved gravitasjon. For flere-media filtre skal det letteste mediet, og som består av de groveste partiklene, befinne seg i øverste sjikt av filteret. Det tyngste mediet, med de fineste/minste partiklene, skal ligge i bunnen av filteret, og med et støttesjikt nederst. Disse spyles ved å snu vannstrømmen.

D.2.2.2 Oppstrømsfilter

Åpne oppstrømsfilter er betegnelsen som anvendes når vannet pumpes inn fra bunnen av filteret og renvannet renner ut på toppen. Vanligvis anvendes kun sand som filtermedium, men også disse kan være flermedia filtre. Disse spyles ved å øke vannhastigheten.

D.2.2.3 Trykkfilter

Trykkfilter kalles filtrene når filtreringen skjer under trykk, dvs. filteret er innebygget i en trykkbeholder. Filtreringen kan foregå oppstrøms eller nedstrøms med et eller flere medier.

Alle de tre nevnte filtertypene rengjøres for slam ved spyling med luft og vann eller vann alene, og for åpne nedstrømsfiltre og trykk-filter vil prosessen foregå som tilbakespyling (motsatt retning av råvannstrømmen).

D.2.2.4 Kontinuerlig spykende filter

Kontinuerlig spykende filter er betegnelsen som anvendes for en type filtre der sanden vaskes kontinuerlig ved f. eks. rundpumping av sand ved hjelp av en mammutpumpe. "Skitten" sand tas ut fra bunnen av filteret, spyles og tilbakeføres nyvasket til toppen. Sanden er altså i kontinuerlig bevegelse fra toppen mot bunnen av filteret. Slamvann transporteres ut på toppen av filteret. Filtreringen kan foregå oppstrøms eller nedstrøms.

D.2.2.5 Patronfilter

Patronfiltre kalles filtre som består av en patronhylse med innsatte filter i form av patroner. Rengjøringen av filteret foretas enten ved utskiftning av patronene eller ved tilbakespyling. Metoden anvendes i dag først og fremst på små vannverk.

D.3 Vannbehandling som er hygieniske barrierer

D.3.1 Generelt om vannbehandling som hygienisk barriere

Hygieniske barrierer i vannforsyningen er hindringer som skal sikre at drikkevannet ikke inneholder smittestoffer (parasitter, bakterier og virus), kjemiske eller fysiske stoffer i slike mengder at de kan medføre helserisiko.

Drikkevannsforskriften har et absolutt krav om desinfeksjon: "Som et minimum skal alt vann være desinfisert eller behandlet på annen måte for å fjerne, uskadeliggjøre eller

drepe smittestoffer." Dette er et nødvendig krav da man vet at det i praksis ikke er mulig å forhindre sporadiske tilfeller av fekal forurensning fra dyr eller mennesker, til elver, bekker eller innsjøer. Det kan imidlertid søkes om unntak fra kravet om desinfeksjon for godt beskyttede grunnvannskilder.

Drikkevannsforskriften har ikke et tilsvarende krav til behandling for å fjerne fysiske og kjemiske stoffer som kan medføre helseskade. Dette er stoffer som det kan være vanskelig å fjerne ved vannbehandling eller som vil kreve kostbare behandlingsmetoder. Man bør derfor ved tiltak i vannkilden og i kildens tilsigsområde unngå at slike stoffer, for eksempel oljeprodukter og plantevernmidler, kan tilføres drikkevannet.

Begrepet vannbehandling som hygienisk barriere blir av mange forbundet bare med desinfeksjon. Desinfeksjon er en prosess som inaktiverer ("dreper") og/eller fjerner smittestoffer, og på den måten reduserer antallet til et nivå som ikke lenger medfører smittefare. Det er viktig å være klar over at de mest brukte desinfeksjonsmetodene i Norge, klorering og UV-bestråling, kun er effektiv overfor smittestoffer. Det er viktig å huske at begrepet hygieniske barrierer også omfatter tiltak for å hindre at helseskadelige kjemiske og fysiske stoffer opptrer i drikkevannet.

Dette kapittelet omtaler følgende behandlingsmetoder som vil kunne fungere som hygieniske barrierer overfor smittestoffer:

Klorering

UV-bestråling

Ozonering

Membranfiltrering

Koagulering/filtrering

Langsomfiltrering

Norge har vært et foregangsland i å ta i bruk UV-bestråling for desinfeksjon av drikkevann. Det var i 2003 flere vannverk som benyttet UV-bestråling enn klor, men bruken har primært vært begrenset til mindre og mellomstore vannverk. Ca. ½ million mennesker mottok UV-desinfisert vann i 2003. Det er fortsatt klor som er den dominerende desinfeksjonsmetoden for norsk drikkevann. Ozonering har så langt ikke funnet særlig innpass i det norske markedet.

I motsetning til UV-bestråling, klorering og ozonering som inaktiverer smittestoffene, vil membranfiltrering, koagulering/filtrering og langsomfiltrering fjerne smittestoffene fra vannet. Mikrobene vil fortsatt leve i det frafiltrerte materialet. Disse filtreringsmetodene benyttes vanligvis der det også er behov for å fjerne humus (farge) og/eller partikulært materiale, og kombineres som regel med klorering eller UV-bestråling. Denne kombinasjonen vil til sammen kunne utgjøre to hygieniske barrierer i vannbehandlingen.

Membranfiltrering kan fungere som en fullverdig hygienisk barriere overfor smittestoffer, forutsatt at poreåpningene er tilstrekkelig små og at det ikke er for store avvik i størrelsen på åpningene. Det er viktig at montasjen av anlegget blir nøyaktig utført. Små lekkasjer i pakninger vil ødelegge barriereeffekten. Slike lekkasjer vil kunne være vanskelige å oppdage etter at anlegget er kommet i drift. Det må etableres driftsovervåking som gjør det mulig å oppdage selv små lekkasjer som kan oppstå i membranen. Et membranfilter som tilfredsstiller kravene til porestørrelse og tetthet i pakningene, kan være den siste barrieren før vannet tilføres ledningsnettet.

Koagulering i kombinasjon med filtrering vil ikke hele tiden være en fullverdig hygienisk barriere overfor mikroorganismer pga. ustabile forhold i deler av driftssyklusen som medfører redusert hygienisk sikkerhet. Selv ikke med egen forseparasjon ved sedimentering eller flotasjon, kan koagulering være en sikker hygienisk barriere. Koaguleringsprosesser må derfor alltid etterfølges av minst én annen, sikrere barriere.

I de senere år har det blitt fokusert på ”nye” typer sykdomsfremkallende organismer (dvs sykdomsfremkallende organismer som vi tidligere ikke har rettet oppmerksomheten mot). Hvilestadier av vannbårne parasitter som *Cryptosporidium parvum* og *Giardia intestinalis*, samt sporer av enkelte bakterier (omtalt i kapittel B), blir ikke inaktivert av klor. Undersøkelser viser at disse organismene forekommer naturlig i Norge, og man må regne med at de finnes i alle norske overflatevannkilder. I utlandet har slike organismer forårsaket flere store sykdomsutbrudd, og verdens største, kjente vannbårne epidemi skyldtes *C. parvum*; ved et utbrudd i Milwaukee, USA, i 1993 fikk over 400 000 personer mage/tarmsykdom, og det anslås at opp mot hundre personer døde av denne epidemien.

Til nå er det ikke registrert vannbårne utbrudd av sykdom forårsaket av disse organismene i Norge. Vi antar at vi har vært spart for slike utbrudd fordi konsentrasjonen av disse smittestoffene har vært svært lav i norsk vann. Selv om det i Norge ikke er registrert vannbårne utbrudd forårsaket av disse organismene, så kan det likevel ikke utelukkes at enkeltpersoner, og da spesielt personer med svekket immunforsvar, kan ha blitt syke. En annen grunn til at vi bør være på vakt mot denne typen smittestoffer, er at vi ikke kan være sikre på at forekomsten av disse organismene fortsatt vil holde seg på samme lave nivå. Forurensningsrisikoen kan bla. være økende som følge av at folk reiser mer enn før, og økt press på vannkildene.

Det finnes flere vannbehandlingsmetoder som vil fjerne eller inaktivere hvilestadier av vannbårne parasitter som *Cryptosporidium parvum* og *Giardia intestinalis*, samt sporer av enkelte bakterier:

UV-bestråling: Det er nå dokumentert at de UV-anlegg som anvendes i Norge gir tilstrekkelig UV-dose til at de vannbårne parasittene inaktiveres, og dersom UV-dosen økes noe, vil også bakteriesporer inaktiveres.

Membranfiltrering: Membranfiltreringsanlegg med nominell poreåpning på 10 nanometer eller mindre fjerner bakterier, bakteriesporer, parasitter og virus.

Ozonering: Ozon i tilstrekkelig dose inaktiverer parasitter og bakteriesporer. Man skal være oppmerksom på faren for dannelse av helsefarlige desinfeksjonsbiprodukter i kystnære områder.

Koagulering/filtrering: Vil fjerne mesteparten av parasitter og bakteriesporer, men er ikke fullt så effektivt som UV-bestråling eller membranfiltrering.

Gjennom å klorere drikkevannet forhindrer vi smitte av de fleste vannbårne sykdommer. Klorering er imidlertid ikke effektivt overfor parasitter og bakteriesporer. Ved mange vannverk som bare benytter klor, vil man likevel kunne ha god sikkerhet også i forhold til parasitter og bakteriesporer dersom man har en sikker vannkilde. Det er imidlertid klart at sikkerheten vil øke hvis man skifter til vannbehandlingsmetoder som også fungerer overfor parasitter og bakteriesporer.

D.3.2 Desinfeksjon ved klorering

Klor er det mest brukte desinfeksjonsmiddel for drikkevann og har vært benyttet i over hundre år. Flere former for klorforbindelser er i bruk: klogass (Cl_2), natriumhypokloritt (NaOCl) og kalsiumhypokloritt ($\text{Ca}(\text{OCl})_2$). Felles for disse er at de danner den samme aktive klorforbindelsen i vann, nemlig underklorsyring (HOCl). Det samme gjelder også for natriumhypokloritt fremstilt på vannverket ved elektrolyse av koksalt (NaCl), såkalt elektroklorering. Når man snakker om klorkonsentrasjon i vann, menes alltid den ekvivalente mengde ren klogass (Cl_2) per liter vann som hadde gitt samme konsentrasjonen av aktivt stoff i vannet. Selve mengden desinfeksjonsmiddel som skal doseres vil være avhengig av type klor (se også vedlegg D.3.2-A om dosering av klor). I enkelte andre land benyttes også klordioksid (ClO_2), men det har hittil ikke funnet innpass i Norge. Som konserveringsmiddel, for å hindre begroing og slamdannelse i ledningsnettet, kan man benytte kloramin.

Klor er et effektivt desinfeksjonsmiddel mot de aller fleste humanpatogene (dvs. som kan gi sykdom hos mennesker) bakterier og virus, men har liten eller ingen effekt når det gjelder sporeformende bakterier som for eksempel *Clostridium perfringens*. Videre er det flere typer virus som ikke drepes ved vanlig klorering. Protozoer, som for eksempel *Giardia intestinalis* og *Cryptosporidium parvum*, danner klorresistente cyster/oocyster.

At mikroorganismer er resistente overfor klor betyr ikke nødvendigvis at det er umulig å inaktivere organismene ved tilsetning av klor, men at klordosen må være så høy at desinfeksjon ved bruk av klor ikke er mulig eller hensiktsmessig (av smaksmessige, tekniske, helsemessige, økonomiske eller andre grunner). Tabell D.3.2.1 nedenfor viser forholdet mellom nødvendig klordose for å inaktivere enkelte humanpatogene mikroorganismer sammenlignet med dosen som trengs for å inaktivere *E. coli*. Nødvendig dose for å drepe *E. coli* bakterier er satt lik 1. Se for øvrig kap. B.2.2 for nærmere beskrivelse av mikrobiologiske vannkvalitetsparametere.

Tabell D.3.2.1. Relative klordoser nødvendig for å inaktivere forskjellige organismer.

Infektivt agens	Relativ klordose
<i>E.coli</i>	1 ^(x)
Poliovirus type 1	6 ^(x)
Coxsackievirus A2	7 ^(x)
Bakteriesporer	≤ 100 ^(x)
<i>Giardia</i> cyster	ca. 500 ^(y)
<i>Cryptosporidium</i> Oocyster	^(*)

^(x) Yip & Konasewich, 1972 (1)

^(y) Leahy, Rubin & Sproul, 1987 (2)

^(*) det er oppnådd ca. 99 % reduksjon av disse med klordioksid i kombinasjon med kloramin, eller 1,5 mg/l ClO₂ i 70 min.

+ 2,5 mg/l Cl₂ i 155 min. Klordioksid, ClO₂, er for tiden ikke tillatt brukt i Norge (ikke søkt godkjent).

Det må kunne påvises en fri restklorkonsentrasjon på minimum 0,05 mg/l Cl₂ etter 30 minutters kontakttid for at klorering skal fungere som en hygienisk barriere (3), men vær oppmerksom på at virkningen er begrenset. En sikker påvisning av så lave klorkonsentrasjoner krever imidlertid en avansert analyseteknikk. Dersom fargekomparator (visuell analysemetode) eller fotometrisk analyse med enkel DPD-metode benyttes, bør klorrestverdien være høyere enn 0,05 mg/l for å få en tilstrekkelig sikker påvisning. Se for øvrig kapittel D.3.2.6 om analysemetoder for klor i vann.

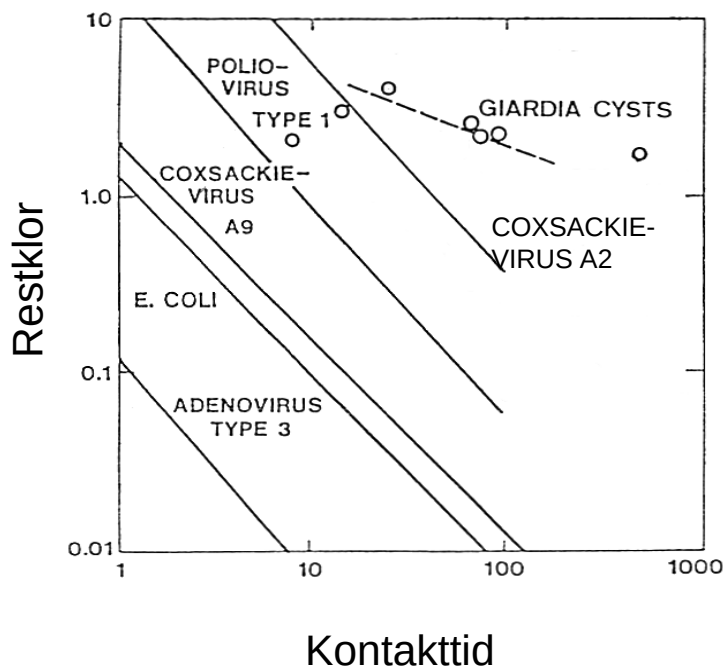
D.3.2.1 Klors virkemåte

Klors virkemåte

Klor er et kraftig oksidasjonsmiddel, dvs. at klorforbindelser kan avgi elektroner til andre forbindelser eller komponenter og endre deres egenskaper, disse blir oksidert. Bakterier har en cellevegg og en cellemembran som omgir og beskytter cellematerialet og arvematerialet inne i cellen. Klor angriper celleveggen og cellemembranen, oksiderer disse, slik at de ødelegges. Cellene, eller bakteriene, kan ikke reparere denne skaden. Deretter trenger klor inn i cellen og ødelegger cellematerialet (enzymmer etc.) og arvematerialet. Virus er noe annerledes bygget opp, men også her er det den ytre kappen, samt arveanlegg, som blir ødelagt.

Den desinfiserende effekten er ikke bare avhengig av klorkonsentrasjonen men også av kontakttiden. Ideelt sett kan en si at produktet av disse 2 faktorene gir en tilnærmet konstant effekt, dvs. at om klorkonsentrasjonen doubles kan kontakttiden halveres, eller omvendt. Imidlertid er det slik at noen mikroorganismer tåler klor bedre enn andre, og blir konsentrasjonen av klor for lav, har den ingen effekt uansett hvor lang kontakttiden er. Dessuten vil en høyere klordosering samtidig sikre en lengre klorkontakttid, fordi tiden det tar for klore å bli nedbrutt, blir lengre. Figur D.3.2.1 viser sammenhengen

mellom klorkonsentrasjon og kontakttid for inaktivering av 99 % av utvalgte mikroorganismer.



Figur D.3.2.1. Nødvendig klor-rest og kontakttid for inaktivering av 99 % av de nevnte mikroorganismerne. (Bearbeidet etter Allen & Geldreich (4)).

I Norge ønsker befolkningen på grunn av at klor danner produkter som gir smak og lukt, at restklormengden holdes så lav som mulig. Med en restklormengde på 0,05 mg klor/l må kontakttiden være bortimot 30 minutter for å få tilnærmet fullstendig bakteriedød, og 30 minutters kontaktid er derfor satt som et kriterium for at klorering skal fungere som en hygienisk barriere (3).

Klor er, som nevnt, et sterkt oksidasjonsmiddel, og vil reagere med stoffer som lar seg oksidere i vannet, ikke bare bakterier og virus. Dette kan være organisk materiale som ofte skrives fra nedbryting av plantemateriale i naturen, eller uorganiske stoffer som jern, mangan eller ammoniakk.

Klorbehov

Alt vann, også destillert vann, inneholder stoffer som lar seg oksidere og danner forbindelser med klor, og det kan sies at en spesiell vannkvalitet har et bestemt "klorbehov". Et klart og tilnærmet fargeløst vann kan ha et klorbehov på 0,2-0,3 mg/l (g/m^3). Vann med mer farge kan ha et klorbehov på 0,4-0,6 mg/l, og også mer enn 1 mg/l. Dette fordi vannets klorbehov vil variere med innholdet av organisk materiale, blant annet det som gir humusfarge til vannet. Dette vises særlig på den brune fargen i vann fra skogsområder og myrtjern. Dette brune materialet, som kalles humus, inneholder komponenter som lett oksideres av klor, og det dannes også klororganiske forbindelser med forskjellig kjemisk struktur. Også ammoniumforbindelser, som dannes

når organisk materiale brytes ned, danner flere forbindelser med klor. Dette klorbehovet må mettes, og det som er igjen av fritt klor/kloroverskudd etter dette, er tilgjengelig til desinfeksjonsformål.

Om man for eksempel tilsetter 0,5 mg klor til 1 liter vann med lavt fargetall, vil om lag 0,3 mg reagere med organisk materiale og "forsvinne" i løpet av få minutter. Tilbake er 0,2 mg som brytes ned langsommere. Drikkevannsforskriften (3) stiller krav om at vannet som leveres mottaker, skal være hygienisk betryggende. I veilederen til forskriften er det beskrevet at dersom klor skal være en hygienisk barriere, skal det kunne påvises en fri klorrest på minimum 0,05 mg/l Cl_2 etter 30 minutters kontakttid. Klordosen som tilsettes vannet, må være høy nok til at dette kravet tilfredsstilles.

Ofte vet man verken vannets klorbehov eller hvilken klordose som tilsettes, men den "frie" klorresten, eller kloroverskuddet, kan måles, og det er denne det er satt krav til i forskriftsveiledningen. Klorbehovet er heller ikke en bestemt verdi eller størrelse, hvis vi måler restklorinnholdet etter for eksempel 5, 15, 30 og 60 minutter, vil verdiene avta med tiden ettersom klore reagerer med diverse stoffer i vannet.

Hvor mye klor som skal doseres er altså avhengig av

- vannets klorbehov
- vannets innhold av ammoniumsforbindelser
- ønsket rest av "fritt" klor eller kloroverskudd

Vannets klorbehov kan finnes ved forsøk. I praksis blir doseringen beregnet på bakgrunn av erfaring og regulert etter analyser av restklor. Som et grovt anslag har det blitt foreslått å starte doseringen med;

- 0,4 g/m³ for et vann med fargetall 10
- 0,7 g/m³ for et vann med fargetall 20

Det presiseres at disse verdiene kan variere mye, avhengig av bl.a. humustype og jerninnhold. Nå er det imidlertid slik at en ønsker å holde dannelsen av klororganiske forbindelser på et lavest mulig nivå, og det er derfor viktig at vannet som skal kloreres har et lavt fargetall. Det er i drikkevannsforskriften satt en grenseverdi for høyeste tillatte farge på 20 mg Pt/l.

Eksempler på beregning av nødvendig klordose er vist i vedlegg D.3.2-A.

D.3.2.2 Klorprodukter og klorkjemi

De ulike kjemikaliene som er omtalt senere i dette kapittel omfattes av ulike norske standarder:

- NS-EN 937 for klorgass (Cl_2),
- NS-EN 901 for natriumhypokloritt (NaOCl),
- NS-EN 900 for kalsiumhypokloritt (Ca(OCl)_2),
- NS-EN 12126 for ammoniakk (NH_3),
- NS-EN 12671 for klordioksid (ClO_2),

NS-EN 938 for natriumkloritt (NaClO_2) og
NS-EN 939 for saltsyre (HCl).

Husk til enhver tid å sjekke Mattilsynets liste over kjemiske produkter som er tillatt brukt til vannbehandling (www.mattilsynet.no). I skrivende stund står ikke alle de ovennevnte på denne listen.

Klorgass

Klor (Cl_2) er et grunnstoff som ved vanlig trykk og temperatur er en gulgrønn gass. Den har en karakteristisk sterk stikkende lukt som gjør den lett kjennelig i små mengder. Gassen er giftig, men den lave luktgrensen og den stikkende lukten gjør at folk vil rømme unna dersom det er mulig, og dermed ikke blir eksponert for gasskonsentrasjoner som gir giftvirkning.

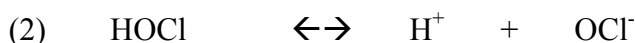
Dersom gassen komprimeres, går den over til væske. Ved -35°C er damptrykket lik vanlig atmosfæretrykk, det vil si at den foreligger som væske. Når temperaturen stiger øker damptrykket, og nødvendig trykk for å holde gassen i væskeform øker. Ved 20°C har flytende klor et damptrykk på ca. 6 bar. Væskeformig klorgass selges på trykkbeholdere, flasker med 45 kg, eller fat med 500 eller 1 000 kg klor.

I vann spaltes klorgass etter følgende likning:



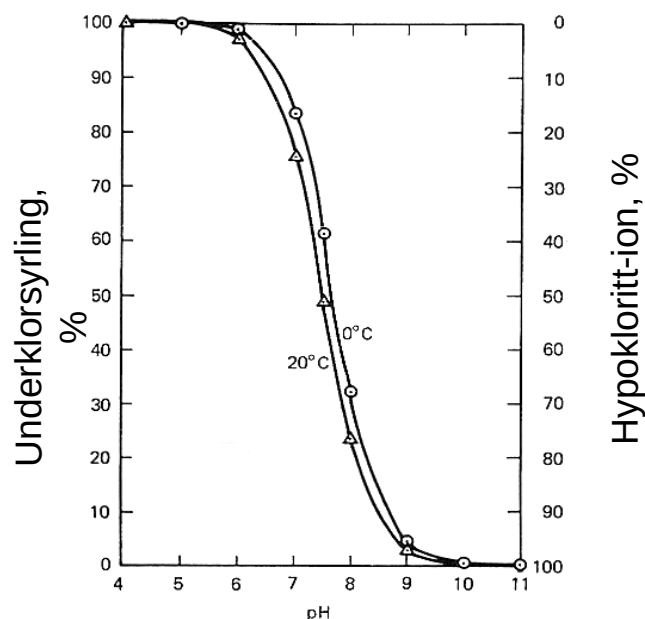
Klorgass Vann Saltsyre Underklorsyrning

Ved reaksjonen dannes saltsyre og underklorsyrning. Ved pH-verdi over 3,0 drives reaksjonen etter likningen (1) over til høyre, det vil si at nesten ingenting finnes som oppløst Cl_2 i vannløsningen. Saltsyren gir sur reaksjon, men mengden er så liten at det ikke har noen praktisk betydning. Det er underklorsyrning som har desinfiserende effekt. Underklorsyrning er en svak syre som dels vil foreligge i dissosiert form som hypoklorittion, dels udisosiert som underklorsyrning. Hvilken av disse som er til stede i størst mengde er avhengig av pH-verdien i vannet.



Underklorsyrning Hydroniumion Hypoklorittion

Dette er en likevektsreaksjon som kan forløpe både mot høyre og mot venstre, avhengig av om pH-verdien endres. Dersom pH-verdien blir hevet, f.eks. ved alkalisering, går reaksjonen mot høyre og underklorsyrning går over til hypoklorittion. Ved pH lavere enn 6 vil alt foreligge som underklorsyrning, det er omtrent like mye av hver ved pH 7,6 (avhengig av temperaturen), ved pH over 8 vil hypoklorittionet dominere, og ved pH over 9 finnes alt som hypoklorittion. Figur D.3.2.2 viser dissosiasjonsgraden avhengig av pH-verdien. Da underklorsyrning lettere trenger gjennom cellemembraner, har den sterkest bakteriedrepende effekt. Det vil si at for å få samme effekt av en viss klormengde, må kontakttiden forlenges ved høy pH-verdi i forhold til ved lavere pH-verdi. Om man ikke kan forlenge klorkontakttiden, må klorkonsentrasjonen økes for å få samme effekt. Klorgass inneholder på vektbasis per definisjon 100 % klor.



Figur D.3.2.2. Andel underklorisyrling/hypoklorittion avhengig av pH-verdi.
(Bearbeidet etter White, 1972 (5)).

Natriumhypokloritt

Natriumhypokloritt (NaOCl) er en løsning av klorgass i vann (se ligning (1) ovenfor). For å kunne løse mest mulig klor, er vannet gjort alkalisk med natronlut (NaOH), og løsningen er derfor sterkt alkalisk, med pH i området 10-11. Dette medfører at vannet ved kloreringen kan få en svak pH-økning.

Væsken har en gulgrønn farge og stikkende lukt. Nyprodusert handelsvare kan ha følgende spesifisering:

Klorinnhold, Cl_2	:	150-170 g/l
Klorinnhold, prosent	Vekt/vol. :	15-17 %
Klorinnhold, prosent	Vekt/vekt :	12,5-13,6 %
Tetthet	:	ca. 1,25 kg/l
Innhold av lut, NaOH	:	ca. 20 g/l
Frysepunkt	:	< - 15°C

En konsentrert løsning av natriumhypokloritt er ikke stabil, men nedbrytes under påvirkning av lys og temperatur. For å redusere innflytelsen av lyset benyttes kanner av blåfarget plast, men for å begrense tapet på grunn av temperaturen må den enkelte mottaker selv sørge for å lagre varen kjølig (< 10°C) eller fortynne den, for da øker lagringsbestandigheten. Under uheldige omstendigheter kan tapet i ufortynnet

natriumhypoklorittløsning bli 1 g per liter per dag. Fersk natriumhypokloritt inneholder ca. 15 % ”klor”, det vil si at 1 liter NaOCl tilsvarer 150 gram klorgass.

Natriumhypokloritt (NaOCl) inneholder hypoklorittionet OCl^- , og etter dosering til vann fås reaksjon som vist i ligning (2) ovenfor. Man får altså samme aktive klorforbindelser i vannet uavhengig av om man benytter klorgass eller natriumhypokloritt. Det samme gjelder for kalsiumhypokloritt.

Kalsiumhypokloritt

Kalsiumhypokloritt ($\text{Ca}(\text{OCl})_2$) leveres som et hvitt pulver eller granulat, eventuelt presset som tabletter. Vanligvis vil sammensetningen være omtrent som følger:

Kalsiumhypokloritt, $\text{Ca}(\text{OCl})_2$	: 60-70 %
Kalsiumhydroksid, $\text{Ca}(\text{OH})$	: 2 %
Natriumklorid, NaCl	: 10 %

og resten er kalsiumklorid, CaCl_2 , og kalsiumkarbonat, CaCO_3 .

En vesentlig egenskap ved kalsiumhypokloritt er produktets holdbarhet. Lagret i tett emballasje har produktet tilnærmet ubegrenset holdbarhet.

Kalsiumhypoklorittpulver inneholder ca. 70 % klor, vil det si at 1 kg pulver/granulat tilsvarer 700 g klorgass. En ulempe er produktets innhold av kalsiumhydroksid og kalsiumkarbonat som er svært lite løselige i vann og som gjør oppløsningen gråhvit og grumsete. Man får inntrykk av at pulveret ikke løser seg, men den aktive substansen løser seg likevel relativt raskt. Etter omrøring i 5-10 minutter bør løsningen få stå i ro til det uløste slammet bunnfelles. Tørr kalsiumhypokloritt i kontakt med tørre kluter eller oljeholdige filler kan forårsake selvantennelse, og i kontakt med sterke syrer kan klorgass utvikles.

Kalsiumhypokloritt ($\text{Ca}(\text{OCl})_2$) har to hypoklorittgrupper (OCl^-) bundet til et kalsiumatom. Etter oppløsning i vann reagerer hypoklorittionene på samme måte som ved bruk av klorgass eller natriumhypokloritt.

Kloramin

Kloramin (NH_2Cl , monokloramin) dannes ved at klor og flytende ammoniakk doseres i vannet hver for seg, omtrent samtidig. Kloramin har relativt svak desinfiserende virkning, og nødvendig kontakttid med vannet er lenger enn for de øvrige klorforbindelsene (nødvendig kontakttid i hvert fall mer enn 2 timer). Langtidseffekten mot begroing på nettet er bedre enn ved bruk av klor alene. Organiske klorforbindelser produseres i mindre grad enn ved dosering av samme dose klor alene. Kun noen få norske vannverk anvender prosessen i dag. (OBS! Kloramin fremstilt på denne måte må ikke forveksles med kloramin B og kloramin T, som er tabletter med organiske kloraminforbindelser brukt til desinfeksjon i andre sammenhenger).

Klordioksid

Klordioksid (ClO_2) kan bli laget fra natriumkloritt og saltsyre eller fra natriumkloritt og klorgass. Desinfeksjon ved dosering av klordioksid er en metode som foreløpig ikke er godkjent til desinfeksjon av drikkevann i Norge, fordi det for tiden ikke foreligger en søknad om slik godkjenning. Klordioksid er like effektivt som klorgass, natrium- og kalsiumhypokloritt, og hvis fenoler i perioder er til stede i vannet, vil klordioksid systematisk hindre dannelse av klorfenoler som gir uønsket lukt og smak på vannet. Klordioksid har ingen effekt på en rekke andre smaksforbindelser. Smaksgrensen for klordioksid er 0,4 mg/l.

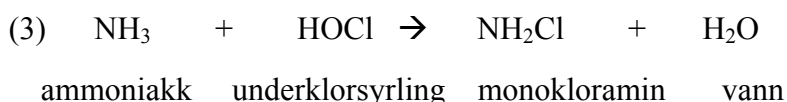
Klordioksid vil som regel bli redusert til kloritt (ClO_2^-) og danne natriumkloritt. Kloritt er helseskadelig, og for høye konsentrasjoner er derfor uønsket i vannet. WHO (Verdens Helseorganisasjon) har satt en veiledende verdi for maksimal konsentrasjon av kloritt på 0,2 mg/l (6). Imidlertid foreligger det nå et forslag fra WHO fra 2003 om å heve den veiledende verdien for maksimal konsentrasjon til 0,7 mg/l (7). Ved en eventuell godkjenning av klordioksid for desinfeksjon av drikkevann i Norge, vil det derfor bli satt begrensning til tillatt doseringsmengde.

Fritt og bundet klor

De forannevnte forbindelsene underklorisyrling (HOCl) og hypoklorittion (OCl^-) er de stoffene man får av klorgass i rent vann, og betegnes som "**fritt klor**". Hvis vannet er helt rent, vil disse forbindelsene forbli i vannet inntil de brytes ned av lys og varme. Vann, og særlig overflatevann, vil imidlertid alltid inneholde organisk materiale i varierende mengde og i forskjellige grader av nedbryting. Som tidligere nevnt er deler av dette materialet lett oksiderbart, dvs. at det lett reagerer med klor som er et sterkt oksidasjonsmiddel. Når organisk materiale brytes ned dannes det bl.a. organiske kloraminforbindelser (R-NH_2). Disse vil gi "klorsmak".

Underklorisyrling og hypoklorittion er meget reaktive og vil reagere med mange stoffer som kan finnes i vann. Ammoniakk inntar en særstilling i denne sammenheng, og kan danne tre forbindelser med klor. Først og meget raskt dannes monokloramin. Senere kan det dannes dikloramin og eventuelt trikloramin hvis innholdet av klor er høyt nok og pH-verdien ugunstig. I drikkevann reguleres tilsetningen slik at det kun dannes monokloramin.

Molekylstrukturen for ammoniakk kan belyse dannelsen av de 3 kloraminene.



På tilsvarende måte kan klor substituere de 2 andre hydrogenatomene og danne di- og trikloramin.

I disse forbindelsene er klor bundet til ammoniakk (eller til en organisk ammoniumforbindelse) og omtales som **bundet klor**. I drikkevann er det bare monokloramin som kan være ønskelig. Forbindelsen virker desinfiserende, men effekten er vesentlig svakere enn for fri klor. Hvor mye svakere monokloramin er i forhold til fritt klor, kan

ikke uttrykkes eksakt, men i forskjellige sammenhenger er det antydning 10-25 ganger svakere. Virkningen er så mye svakere at det kan være riktigere å karakterisere monokloramin som et konserveringsmiddel enn et desinfeksjonsmiddel. Fordi monokloramin er mindre reaktivt enn fritt klor brytes det langsommere ned, og denne egenskapen kan utnyttes for å opprettholde en konserverende effekt i store ledningsanlegg.

I vann som ikke inneholder, eller er tilsatt, ammoniakk vil det finnes forskjellige andre aminer eller ammoniumforbindelser (dvs. forbindelser der ett eller flere hydrogenatomer er bundet til et nitrogenatom) som reagerer med, og binder, klor. Kjemi for disse reaksjonene er komplisert, men det vil kunne dannes en del klorforbindelser som gir den lukten som de fleste forbinder med "klorlukt".

Haloformer og andre reaksjonsprodukter av klor

Det er i hovedsak to typer av andre reaksjoner enn de ovennevnte som finner sted når klor tilsettes vann. Den ene er en oksidasjon hvor for eksempel toverdig jern oksideres til treverdig, og organisk materiale oksideres til enklere forbindelser som karbondioksid og vann. Ved disse reaksjonene forandrer klor oksidasjonstrinn og skifter fra elektropositiv til elektronegativ ladning. Med elektronegativ ladning kalles ionet klorid uten de egenskapene man forbinder med klor. Egenskapene er da lik klorid i vanlig bordsalt (NaCl).

Ved den andre typen reaksjoner binder klor seg til organisk materiale og blir en del av det organiske molekylet. En gruppe av slike forbindelser kalles haloformer (halometaner), hvorav det mest vanlige er kloroform (triklormetan). Et tilsvarende stoff som er blitt kjent i den senere tid kalles MX. Stoffene som dannes på denne måten, kan ha helseskadelige egenskaper hvis de forekommer i sterke nok konsentrasjoner, og de har fått stor oppmerksomhet de seinere år. For at det skal dannes minst mulig av slike stoffer, må råvannet inneholde så lite som mulig av organisk materiale, og det bør ikke tilsettes mer klor en nødvendig. I Norge har det vært vanlig å benytte såkalt "svak klorering", og undersøkelser som er foretatt ved norske vannverk har vist at dannelsen av haloformer er meget lav (8, 9). I drikkevannsforskriften (3) er det gitt en maksimalgrense for innhold av organisk materiale, uttrykt bl.a. ved at vannets fargetall ikke får overstige 20 mg/l Pt. Det er også satt grenseverdi for maksimalt innhold av trihalometan på 50 mikrogram/liter, som er halvparten av grenseverdien fastsatt i EU-direktivet for drikkevann. Med disse forholdsregler regnes den hygieniske risiko ved dannelsen av kloreringsbiprodukter ved klordesinfeksjon å være ubetydelig. Ikke noe land har innført forbud mot desinfeksjon ved klorering, på tross av at mange land benytter langt sterkere klorering enn vi gjør i Norge. Se for øvrig kap. D.3.2.7 om dannelse av biprodukter ved klorering av drikkevann.

D.3.2.3 Vannkvalitetens betydning for den desinfiserende virkningen

Det er en rekke kjemiske og fysiske forhold som påvirker klorens desinfiserende egenskaper:

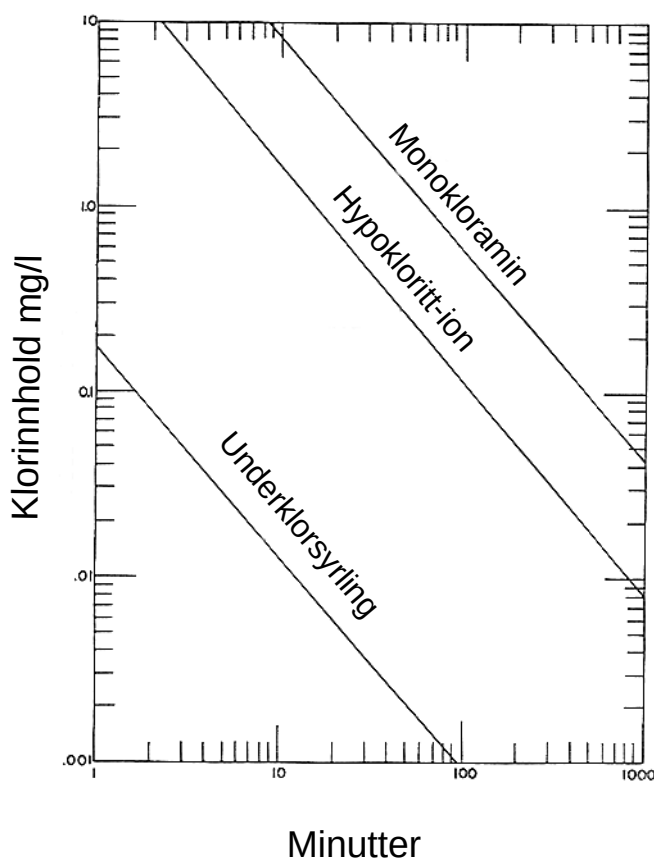
- Vannets pH-verdi
- Vannets temperatur

- Vannets innhold av ammoniakk og organiske nitrogenforbindelser
- Vannets innhold av partikulært materiale

Effekten av vannets pH-verdi

Forsøk har vist at klor er ca. 50 ganger mer effektivt overfor bakterier i surt miljø enn i alkalisk miljø. Som omtalt under kap. D.3.2.2 foreligger den overveiende delen av klorinnholdet som underklorisyrling (HOCl) ved $\text{pH} < 7$, mens det mindre aktive hypoklorittionet (OCl^-) er dominerende ved $\text{pH} > 8$.

Figur D.3.2.3 viser den desinfiserende effekten på tarmbakterien *E. coli* for underklorisyrling, hypoklorittion og monokloramin. Med en doseringsmengde av klor på 0,1 mg/l drepes ca. 99 % av alle *E. coli* i løpet av ca. 1 minutt dersom all klor foreligger som underklorisyrling, dvs. at pH-verdien er 6 eller lavere. Dersom pH-verdien er 9 eller høyere foreligger all klor som hypoklorittion, og med en dosering av klor på 0,1 mg/l tar det da 100 minutter å drepe eller inaktivere bakteriene. Tilsvarende vil det ta bortimot 400 minutter å oppnå samme effekt ved bruk av kloramin.



Figur D.3.2.3. Nødvendig klorkontaktid for å drepe/inaktivere 99 % av tarmbakterien *E.coli.* ved 2 – 6 °C. (Bearbeidet etter White, 1972 (5)).

Dette skulle tilsi at det er best å desinfisere i surt miljø, og deretter tilsette alkaliseringsmiddel, for eksempel etter et klorkontaktkammer.

Imidlertid tillater helsemyndighetene at tilsetning av klor og alkaliseringsmidler kan skje i samme doseringspunkt eller på samme tidspunkt, dersom praktiske forhold tilsier at dette er nødvendig (for eksempel ved desinfeksjon direkte inn på ledning eller tunnel, eller grunnet plassmangel).

Tilfredsstillende bakteriologiske resultater av prøver tatt av renvannet etter desinfeksjon, og der råvannet har vist uønsket innhold av bakterier, må kunne godtas som indikasjon på at desinfeksjonsprosessen har vært effektiv og fungert etter hensikten i forhold til de organismene som kan drepes med klor, uansett om desinfeksjonen skjer i surt eller alkalisk miljø. Man må imidlertid være oppmerksom på at det finnes organismetyper (for eksempel cyster/oocyster av henholdsvis *Giardia intestinalis* og *Cryptosporidium parvum*) hvor klor uansett nesten ikke har noen virkning.

Betydningen av vannets temperatur

Hastigheten som kjemiske reaksjoner forløper med påvirkes sterkt av temperaturen. Ved en økning av temperaturen på 10°C får man nær en dobling av reaksjonshastigheten og generelt kan man regne at dette også gjelder effekten av klor overfor bakterier og virus. For å opprettholde samme desinfeksjonseffekt på en bestemt type råvann vil det dermed, ved en bestemt klorkontaktid, være nødvendig å øke klordosen ved synkende vanntemperatur.

Effekten av ammoniakk og amingrupper

Fra nedbrutt organisk materiale tilføres vannet ammoniakk og organisk materiale med amingrupper. Som omtalt i kap. D.3.2.2, under avsnittet om fritt og bundet klor, reagerer disse med klor, og vannets innhold av fritt klor blir derved redusert. Effekten av monokloramin har som tidligere nevnt en viss betydning som desinfeksjonsmiddel, men hvis aminet er bundet til organiske stoffer, vil man samtidig få større ulemper med klorklukt av vannet. Innholdet av organisk materiale i råvannet bør derfor være så lavt som mulig før vannet kloreres.

Om man f.eks. tilsetter 0,5 mg klor til en liter vann med lavt fargetall, vil omlag 0,3 mg reagere med organisk materiale og forsvinne i løpet av få minutter. Tilbake er 0,2 mg/l

som brytes ned langsommere, og etter 30 minutter skal det fortsatt være minimum 0,05 mg/l Cl. Dersom vannet har et høyere innhold av organisk materiale, er det kanskje nødvendig å doble klordosen for at det skal finnes 0,05 mg fritt klor per liter vann etter 30 minutter.

Effekten av partikulært materiale

I vann er mikroorganismene i stor grad knyttet til partikulært materiale, eller de kan befinne seg inne i partikler hvor de ligger delvis beskyttet mot desinfeksjonsmiddelet. For å få en effektiv desinfeksjon må man enten fjerne partiklene eller sørge for at desinfeksjonsmidlet trenger inn i partiklene slik at det kan virke på mikroorganismene. Dette kan gjøres på flere måter. Ved filtrering kan en del partikler holdes tilbake, og bakteriene som ligger inne i partiklene, blir dermed fjernet. En del bakterier vil likevel følge med vannet gjennom filteret.

Også ved anlegg som ikke har filtrering, kan man øke effekten av det tilsatte desinfeksjonsmiddel ved å sørge for turbulent bevegelse av vannmassene. På grunn av elektrostatiske krefter kan kolloidalt materiale være adsorbert på overflaten av partiklene, og andre krefter gjør at vann blir liggende i ro omkring partiklene som et skjold. Sterk turbulent bevegelse kan bryte opp det beskyttende skjoldet rundt partiklene og vil også løse opp agglomerater av partikler i mindre enheter, slik at klor lettere når frem til mikroorganismene.

D.3.2.4 Krav til tekniske anlegg

Forhold som kan være avgjørende for valg av type kloreringsanlegg er for eksempel:

- bygningsmessige forhold
- hensynet til omgivelsene (gassfare)
- arbeidshygieniske og driftstekniske forhold
- transporttekniske forhold
- økonomiske forhold

I tabell D.3.2.2 er det satt opp en oversikt over fordeler og ulemper ved de ulike anlegg.

Tabell D.3.2.2. Fordeler og ulemper ved ulike typer kloreringsanlegg

Type klorering	Fordeler	Ulemper
Klorgass	Lave driftskostnader i store anlegg Stabil klorkonsentrasjon	Giftig gass (ved lekkasje!) Krever spesialkompetanse ved service Streng bygningstekniske krav
Natriumhypokloritt	Lave anleggskostnader Enkel oppbygging Arbeidshygienisk mindre betenkelig enn klorgass	Høye kjemikaliekostnader ved store anlegg Begrenset holdbarhet Variabel klorkonsentrasjon
Kalsiumhypokloritt	Lang holdbarhet	Enda høyere kjemikaliekostnader Inneholder en del uløselig kalk
Elektroklorering	Ingen håndtering av farlige kjemikalier Lave driftskostnader Lett tilgjengelige "råvarer" Stabil klorkonsentrasjon	Høye anleggskostnader

Generelt kan man si at klorgass bare er lønnsomt ved relativt store anlegg. Ved mellomstore anlegg vil det sannsynligvis være gunstigst å benytte natriumhypokloritt

levert i 800 liters palletank hvis dette er transportteknisk mulig. Ved små anlegg er natriumhypokloritt levert i 25 liters kanner mest egnet. Når kalsiumhypokloritt blir benyttet, har det oftest sin grunn i lagrings- eller transporttekniske forhold og ikke i rene økonomiske betraktninger.

Ved utformingen av anleggene må det vurderes og tas hensyn til følgende momenter:

- klor må kunne tilsettes i riktig mengde
- klor må kunne tilsettes på riktig sted
- klorinnholdet må kunne kontrolleres på rett sted til rett tid
- vannet må sikres nødvendig reaksjonstid med klor før det når første abonnent
- effekten av klorbehandlingen må kunne kontrolleres

Generelle krav til kloreringsanlegg er:

- klorkontakttiden før første forbruker skal være minimum 30 minutter
- det skal kunne måles klorrest etter 30 minutters oppholdstid
- fullstendig reserveapparat for desinfeksjon skal etableres
- dersom kloreringsanlegget er avhengig av elektrisk strøm, må det etableres to uavhengige strømtilførsler (f. eks. nødstrømsaggregat), eventuelt må vannleveransen automatisk stoppes
- klor bør doseres proporsjonalt med vannmengden, men doseringen må kunne justeres i henhold til endringer i vannkvaliteten

Tilsetning av klor

For at effekten av den tilsatte klormengde skal bli best mulig, bør klor tilsettes ved innløpet til et basseng med avgrenset volum. Doseringen må skje på et sted hvor det er sterk bevegelse/turbulens i vannet, slik at det sikres fullstendig innblanding av klore på kortest mulig tid (for eksempel på tilførselsledningen). Hele bassenget skal være så stort at det gir vannet minimum 30 minutters oppholdstid, men for å unngå kortslutningsstrømmer bør bassenget ha ledevegger slik at bassenget deles i minimum 3 like seksjoner.

Ved tilsetning av klor foran et stort basseng må vannet ledes gjennom et klorkontaktkammer inne i det store bassenget. Dersom dette plasseres ved bassengets bunn kan det bygges av lette materialer uten å dimensjoneres for trykk.

Alternativt kan klor tilsettes direkte på en overføringsledning som gir vannet en oppholdstid på minst 30 minutter før det når første abonnent. Når ledning nyttes som klorkontaktkammer, blir det ofte vanskelig å få tatt prøve til restkloranalyse på egnede punkter. En løsning kan da, og bare da, være å anbare ledningen på et sted hvor klor er fullstendig innblandet, selv om dette bare er etter noen minutters kontaktid. Det kan så legges en egen ledning fra anboringspunktet tilbake til vannbehandlingsanlegget hvor klorinnholdet kan kontrolleres. Vann må renne kontinuerlig i denne ledningen, og vannhastigheten må tilpasses slik at man oppnår en klorkontaktid på 30 minutter før målepunktet.

Med et klorkontaktkammer kan prøve til restkloranalyse tas ved utløpet, d.v.s. etter 30 minutter. Dersom det benyttes automatisk måling av klorinnholdet, bør sensoren for måleren plasseres i første eller annen seksjon av klorkontaktkammeret, fordi følsomheten på slike sensorer vanligvis fordrer en høyere klorkonsentrasjon enn den

krevde restklormengden ut av klorkontaktammeret. Automatisk restklormåling er i første rekke en kontroll på at kloranlegget er i funksjon, og ved svikt i doseringen kan alarm overføres til vakt. Klortilsetningen skal reguleres (kalibreres) etter manuell måling av fritt klor ved utløpet av kontaktbassenget, men kan mellom hver kalibrering styres fra en automatisk måler. Her må imidlertid tilføyes at det også finnes automatiske restklormålere med så god nøyaktighet at de kan overstyre klordoseringen. Disse har imidlertid en tilsvarende høy pris. Dersom det er nødvendig å alkalisere vannet, bør dette helst skje etter klorkontaktammeret.

Avhengig av vannkvaliteten, spesielt som følge av innholdet av organisk stoff, vil noe av den tilførte klormengde bli utilgjengelig som desinfeksjonsmiddel. En tilsetning av klor på 0,3-0,5 mg/l kan være tilstrekkelig, men ved høyt fargetall kan en dose på mer enn 1 mg/l være nødvendig for å få tilstrekkelig kloroverskudd. Generelt vil ubehaget med lukt og smak av klor tilta med økende tilsetning av klor, selv om det måles samme restklormengde. Dette skyldes at når vannet inneholder stoffer som gjør at man må øke klordosen, blir det dannet mer av stoffene som gir lukt- og smaksulemper. Når drikkevannet har et lavt fargetall, er nødvendig klordose vanligvis så lav at lukt- og smaksulempene er marginale. En så lav klortilsetning vil også begrense dannelsen av potensielt helseskadelige klororganiske forbindelser. I denne sammenheng er det verd å minne om at man internasjonalt regner at intet enkeltstående hygienisk tiltak har reddet flere liv enn klorering av drikkevann. Se for øvrig kap. D.3.2.7 om dannelse av biprodukter.

Krav til klogassanlegg

For å ha en tilstrekkelig sikkerhet i anlegget skal klogassanlegg utføres med dobbelt sett av alle deler som er nødvendige for å opprettholde klortilsetningen. Det gjelder bl.a. beholderne med klogass, doseringsapparatene og eventuelt nødvendige pumper.

I praksis blir kloranlegg oftest utført med to komplette doseringsutrustninger, samt med automatikk for automatisk omkobling. Dessuten blir trykkbeholderne for klogassen oftest montert på vektor, slik at man kan holde kontroll med forbruket.

Trykkbeholderne for klogass må ikke tømmes helt. Ved retur til produsent skal det være et visst overtrykk på emballasjen, ellers blir det krevet rengjøring og ny sertifisering, hvilket er kostbart.

Doseringsutrustningen skal være utført slik at det ikke kan slippes ut gass før det er etablert et undertrykk i eller foran doseringsapparatet. For å oppnå undertrykk benyttes en ejektor (vannstrålepumpe) hvor klogassen blir blandet med vann som ledes til doseringspunktet.

Av sikkerhetsmessige grunner bør rørarrangementet som fører gassen under trykk være så kort som mulig. Derfor er det utviklet doseringsapparater som festes direkte på gassemballasjen.

For å unngå at klogass kondenserer til væske i røranlegg og doseringsutrustning må man sørge for at slike detaljer har noen grader høyere temperatur enn duggpunktet for gassen ved det aktuelle trykk. Når lager- og doseringsutrustningen er plassert i adskilte rom bør temperaturen i doseringsrommet være 2-5°C høyere enn i lagerrommet.

Gassledning som står under trykk, må ikke passere lokale kuldepunkter som vindu eller yttervegg.

Lager og doseringsrom for klorgass skal være utført i "ikke-brennbar materiale", det vil si betong eller mur. Lager og doseringsrom for klorgass skal ligge på eller over marknivå og skal bare ha dører som fører direkte ut i fri luft, og det må ikke være luftkanaler som kan føre gass til andre deler av bygget. Man må også være oppmerksom på at klorgass er tyngre enn luft, og ved lekkasje av klorgass vil gassen i stille vær kunne følge terrenget ned til eventuell nedenforliggende bebyggelse.

Dersom desinfeksjonsanlegget er avhengig av elektrisk kraft, må automatisk startende nødstrømsaggregat være montert.

På grunn av alle sikkerhetsforanstaltningene som er nødvendig er det lite trolig at det blir bygget mange nye klorgassanlegg.

Krav til doseringsanlegg for natriumhypokloritt og kalsiumhypokloritt

Det skal finnes minimum to doseringspumper, og for å opprettholde doseringen ved svikt i kraftforsyningen, må det finnes nødstrømsaggregat. Alternativt kan pumpene drives av svakstrømsmotorer som ved strømbortfall drives av strøm fra akkumulatorer.

Slangen som skal føre kloropløsningen fra doseringspumpen til doseringspunktet, må ikke føres ned til et lavere nivå med en åpen ende. Slangen kan i så fall virke som hevert og suge væsken ukontrollert gjennom doseringspumpen. Slangen bør i så fall avsluttes med en mottrykksventil, men enda bedre vil det være om doseringspunktet ligger høyere enn øverste nivå i doseringstanken.

For å redusere tap av klor under lagring av natriumhypokloritt til et minimum, bør den konsentrerte varen fortynnes med minimum 2 deler vann ved levering. Dette betinger relativt stor lagertank. Ved levering av natriumhypokloritt i 800 l palletank må lagertanken være minimum 2500 liter. Det kan da være formålstjenelig å la doseringspumpene suge direkte fra lagertanken. Løsningen bør også lagres kjølig og skjermet for sollys.

D.3.2.5 Bruksmessige hensyn

I Arbeidstilsynets tidligere veiledning nr. 406, "Arbeid ved vannverk", ble det gitt retningslinjer for kloreringsanlegg og for arbeidsmiljøet ved disse.

Klorgass

Bruk av klorgass krever spesiell oppmerksomhet rettet mot

- bygningstekniske krav
- arbeidsmiljø
- gassfare
- transport
- driftssikkerhet

Lager- og doseringsrom for klorgass bør være utført i et "ikke brennbart" materiale. Det vil si betong eller murverk. Brann i et trebygg med klorbeholdere kan få uhyggelige følger for såvel brannmannskaper som for folk som oppholder seg i relativt stor avstand. Klor-rommene bør videre bare ha adkomst gjennom dører som fører rett ut i fri luft.

Klorgass er 2,5 ganger tyngre enn luft, og vil synke ned mot gulvnivå. Ventilasjonsanlegg skal derfor blåse ut ved gulvet.

For driftspersonalet medfører bruk av klorgass både fordeler og ulemper. Fordelen er i første rekke at driften av denne anleggstypen krever lite manuelt arbeid. Når emballasjen er satt på plass og tilkoblet, kan det gå relativt lang tid før det krever ny arbeidsinnsats. Ulempene er dels av psykisk karakter, knyttet til en følelse av utrygghet overfor farene som klorgassen representerer, dels er ulempene reelle idet personalet iblant eksponeres for små mengder klorgass. Dette kan skje ved skifte av kloremballasje og ved små klorlekkasjer som det kan være vanskelig å unngå helt. Derfor skal det benyttes gassmaske ved skifte av kloremballasje, og det skal alltid være to personer til stede.

Ved klorgassanlegg må driftsoperatørene være øvet i å kunne mestre situasjonene som kan oppstå ved lekkasje. Selv om uhell med en større klorlekkasje som resultat er meget sjeldent, er dette en potensiell risiko man bør vurdere ved valg av anleggstype.

Det gjelder spesielle regler for transport av klorbeholdere. Hvordan transporten skal skje må derfor avklares med leverandøren av klorgass før man tar beslutning om anleggstype.

Et klorgassanlegg som er riktig bygget og drevet, har meget god driftsstabilitet og kan fungere tilfredsstillende i årevis uten større påkostninger.

Natriumhypokloritt

Natriumhypokloritt stiller ingen spesielle bygningstekniske krav, men det bør legges vekt på praktiske operasjonelle forhold. Det bør være god og kjølig lagerplass i tilknytning til lasterampe.

Lager og doseringsrom bør ha støpt gulv med sluk. De bør ligge slik at inn- og utlasting kan skje direkte fra lasterampe til bil. Fra kanner må natriumhypokloritten kunne overføres til doseringstank på en arbeidsmiljømessig tilfredsstillende måte.

Natriumhypokloritt lukter sterkt av klor, men den avgir svært lite klor til luften, slik at åndedrettsvern i alminnelighet ikke er nødvendig. Man bør imidlertid være oppmerksom på at handelsvaren inneholder omkring 2 % natronlut, og er derfor etsende. Derfor skal det benyttes verneutstyr som f.eks. øyebeskyttelse, samt hansker og forkle av gummi.

Det er viktig å planlegge anlegget slik at manuell håndtering av væsken begrenses mest mulig. Levering i 800 l palletank kan være hensiktsmessig. Denne bør ved levering pumpes over på anleggets lagertank som bør være så stor at væsken straks kan blandes med minst 2 deler vann. Derved får man en løsning som har relativt god lagringsbestandighet.

Det er ikke spesielle restriksjoner på transport av natriumhypokloritt, men ettersom nær 87 % av transportvekten er vann, vil både volum, vekt og transportkostnader bli relativt store.

Dosering av natriumhypokloritt til drikkevannet er i teorien enkel, men i praksis har mange driftsavbrudd forekommet av diverse årsaker, f.eks.:

- lagertanken har gått tom
- doseringspumpen har stoppet
- doseringspumpen går, men partikler eller luft i systemet gjør at pumpen ikke fungerer
- feil på styringen som regulerer doseringen i forhold til vannmengden
- doseringspumpene er skadet av lynnedslag
- (overspenninger i det elektriske anlegget)
- lav konsentrasjon av klor i handelsvaren (evt. som følge av tap ved lang lagring)

Kalsiumhypokloritt

Kalsiumhypokloritt brukes mest fordi produktet har god lagringsbestandighet og fordi det har høyt innhold av klor i forhold til vekten. Prisen er imidlertid relativt høy. For tiden står ikke kalsiumhypokloritt på listen over kjemiske produkter som er tillatt til behandling av drikkevann i Norge.

Doseringsanlegg for kalsiumhypokloritt er i store trekk lik anlegg for natriumhypokloritt, men man får en ekstra arbeidsoperasjon ved at pulveret eller granulatet av kalsiumhypokloritt først må løses opp. Dette gjøres fortrinnsvis i en egen tank med røreverk, som plasseres over de to tankene som doseringspumpene suger ifra. Tanken bør ha to utløp, ett fra tankens laveste punkt, som brukes ved rengjøring, og ett som ligger omkring 10 cm over bunnen, hvorfra løsningen ledes ned i doseringstank.

Etter å ha blandet kalsiumhypokloritt med vann bør oppløsningen få stå til dagen etter. Den delen av pulveret som ikke lar seg løse i vann, har da lagt seg på bunnen av beholderen. Uløselig materiale som følger med over i doseringstanken kan gi store problemer ved at slammet kan avleire seg i doseringsutrustningen slik at klortilsetningen stopper. Derfor bør materialet som ikke blir løst, få avleire seg i bunnen av tanken før doseringspumpen startes. Dette krever at man har to doseringstanker som benyttes vekselvis.

For øvrig forekommer de samme årsakene til driftsavbrudd som for natriumhypokloritt.

D.3.2.6 Måling og kontroll av klorinnhold

Analytiske metoder

Som tidligere beskrevet skal det være en påviselig klorrest i vannet på minimum 0,05 mg Cl/l 30 minutter etter at klore er tilsatt vannet. Det er nødvendig at vannet gis en styrt bevegelse i kontakttiden med klor, enten i en ledning eller i et kontaktkammer. Dersom prøven tas fra kran, må vannet renne til alt vann som sto i ledningen, er skiftet ut. Prøven tappes på rene beholdere og analyseres omgående.

Det finnes en lang rekke metoder for bestemmelse av fritt og bundet klor. Tidligere ble orto-tolidin brukt som reagens, men dette skiller dårlig mellom fritt og bundet klor. Ved bruk av ortotolidin fås først en gulfarge som skyldes innholdet av fritt klor. Fargen blir imidlertid raskt sterkere gul, og dette skyldes det klor som var bundet til ammonium, men som så blir frigjort.

I dag benytter de fleste et reagens som heter diethyl-parafenylene-diamin, og som benevnes DPD. Dette gir rødfarge når det reagerer med fritt klor, og krever tilsetning av kaliumjodid for å reagere med bundet klor. Dette gir god mulighet til å skille mellom fritt og bundet klor. For å unngå at rester av kaliumjodid influerer på neste analyse er det strengt nødvendig med absolutt rene måleceller/måleglass.

Utstyr som per d.d. trengs for å gjennomføre denne analysen med hensyn på klor er:

- 2 måleceller, minimum 4 cm målelengde
- DPD nr. 1
- DPD nr. 3
- Fargehjul tilpasset målecellens målelengde
- Fargekomparator eller fotometer

DPD finnes som tabletter (gjærne innpakket i aluminiumsfolie) eller som løsning.

Til å måle fargestyrken, og dermed innholdet av klor, kan det benyttes enkle komparatorer der prøven sammenliknes visuelt med standarder i farget glass. Nøyaktigheten er avhengig av den enkelte persons evne til å se fargenyanser. Nøyaktigheten er også avhengig av riktig cellelengde, som også bestemmer måleområdet. Med de lave doseringsmengder av klor som benyttes ved norske vannverk, synes det derfor mest fordelaktig å benytte celler med minimum 4 cm lengde.

Fargekomparatorene kan bare brukes i godt og riktig lys, det vil si dagslys eller kunstig hvitt lys. Dessuten bør komparatoren kunne rettes mot en hvit vegg. Der disse forhold ikke finnes, må det anskaffes et lyskabinett.

I senere tid er det kommet flere elektriske instrumenter (fotometre) som er laget spesielt for å måle klor, og som ofte også kan måle andre komponenter og pH i et mindre område. Et fotometer er spesielt fordelaktig der omgivelsene eller andre grunner gjør det vanskelig å skille nøyaktig på fargenyansene ved bruk av en komparator. Ved bruk av fotometer må instrumentet ha en målecelle på minimum 2 cm for å kunne oppnå tilfredsstillende nøyaktighet på målingen. Selv om fotometeret gir utslag på lavere konsentrasjoner enn 0,05 mg/l fritt klor, blir måleusikkerheten i det området så stor at det frarådes å stole på slike lave resultater.

Kontinuerlig måling/registrering

Det finnes instrumenter som kontinuerlig måler innholdet av restklor eller fritt klor. Disse kan også utvides med skriver, og de kan kobles opp mot doseringsapparatene og gi signal om å øke eller minske doseringsmengden. Slike instrumenter er enten basert på måling av redoks-potensialet eller på tilsetning av kjemikalier og måling av fargestyrke som ved manuell analyse.

Begge disse målemetodene har både fordeler og svakheter. Redokspotensialmålere reagerer på andre komponenter i vannet enn klor, blant annet vil endringer i pH-verdi spille inn. Disse må derfor hyppig kalibreres opp mot manuelle klormålinger. Installasjon av et instrument for kontinuerlig måling av restklor bør kun være et supplement til manuell analyse, og ikke en erstatning. Instrumentene kan imidlertid bidra til at intervallet mellom de manuelle målingene kan forlenges, men 1 manuell måling per uke til kontroll av den automatiske målingen må være minimum, og kalibrering må foretas oftere i perioder med skiftende vannkvalitet.

Bakteriologisk kontroll

Noen vannverk har den praksis at klordosen reguleres opp når det påvises indikatorbakterier (tarmbakterier) i vannet og settes ned hvis/når det kommer klager på klorsmak. Denne praksis er **fullstendig uakseptabel**. Vannet skal alltid ha et innhold av fritt klor på minimum 0,05 mg/l etter 30 minutters kontakttid for at desinfeksjon med klor skal fungere som den hygieniske barrieren den er tiltenkt som. Det er vannverkets ansvar og plikt å selv kontrollere dette med analytiske metoder. Hvis en vannprøve viser at vannet er forurensset med mikroorganismer, er det for sent å øke klordosen mhp. dette vannet, da dette vannet jo allerede er konsumert av forbrukerne.

D.3.2.7 Dannelse av biprodukter

Klor er per i dag det mest brukte middel til desinfeksjon av drikkevann i hele verden, og det kan med rette sies at klor er det kjemikaliyet som har reddet flest menneskeliv. Klor, som er et kraftig oksidasjonsmiddel, kan imidlertid reagere med naturlig organisk materiale (NOM) i vannet, blant annet humus, og forårsake dannelse av en rekke desinfeksjonsbiprodukter, herunder lukt- og smakskomponenter. Noen av biproduktene kan ha helsebetenkelige effekter.

Det er i årenes løp påvist et stort antall forskjellige kloreringsbiprodukter i drikkevann. Den mest kjente stoffgruppen er trihalometaner eller haloformer, som er en fellesbetegnelse for stoffene kloroform, bromoform, bromdiklormetan og dibromklormetan. Forekomst av bromid i vannet øker innholdet av bromerte biprodukter. Av andre flyktige kloreringsbiprodukter som kan finnes i drikkevann, kan nevnes klorerte acetonitriler, ketoner og aldehyder, samt klorpikrin og klorcyan. Hoveddelen av organisk bundet klor utgjøres imidlertid av ikke-flyktige forbindelser som halogenerte eddiksyrer og høyere karbonsyrer samt større, komplekse molekyler.

De senere årene har det vært mye oppmerksomhet rundt et kloreringsbiprodukt som kalles MX ("mutagen X"), og som har kjemisk betegnelse 3-klor-4-(diklormetyl)-5-hydroksi-2(5H)-furanon. Det er hittil ikke gjennomført analyser av MX i norsk drikkevann, men undersøkelser fra flere land (Finland, USA, Storbritannia, Canada, Kina, Japan) viser at den aller høyeste verdi for MX-konsentrasjon som er funnet, er 67 nanogram/l (10). Siden det er en sammenheng mellom dosert mengde klor og dannelsen av MX, er det all grunn til å tro at mengdene av MX i norsk vann ligger vesentlig lavere enn dette.

Kloridioksid vil ikke danne haloformer ved desinfeksjon. Imidlertid vil en stor del av kloridioksid tilbakedannes til kloritt, som også er helseskadelig.

Kloramin kan gi opphav til samme biprodukter som klor, men i lavere konsentrasjoner, og mengden vil være avhengig av hvor fort ammoniakk doseres etter klor, jo fortare, jo færre biprodukter.

Vurdering av mulige helseeffekter ved kloreringsbiprodukter

Kunnskap om hvilke helseeffekter de enkelte kloreringsbiprodukter kan utløse i ulike mengder kan komme fra toksikologiske undersøkelser ved hjelp av tester på celler, bakterier o.l., på forsøksdyr eller registrerte virkninger på mennesker. Generelt er de fleste ekstrakter av klorert humusvann i mer eller mindre grad mutagent (fører til endringer i arveanleggene) i bakterier. Slike ekstrakter viser også genskadende egenskaper i en rekke andre testsystemer bl.a. med pattedyrceller, mens tester på forsøksdyr ikke har gitt entydige resultater. Av de mange enkeltforbindelser som finnes i drikkevanns-ekstrakter, er bare et fåtall undersøkt for genskadende eller kreftfremkallende egenskaper i testsystemer eller ved dyreforsøk. IARC (11) kategoriserer kloroform og bromdiklormetan som "mulige karsinogener for mennesker", mens USEPA (12) kaller kloroform "sannsynlig humant kreftfremkallende, med tilstrekkelig bevis fra dyreforsøk". De øvrige trihalometanene er "ikke klassifisert i forhold til kreftfremkallende evne hos mennesker" (IARC (11)). Det synes imidlertid å være en terskelverdi for virkningen av kloroform på ca 100 mikrogram/l, som er betydelig høyere enn nivået funnet i norsk drikkevann (høyest funnet verdi er ca 30 mikrogram/l med en median på ca 6 mikrogram/l).

MX er et av de sterkeste bakterielle mutagener man kjenner til, og det har også mutagen virkning i pattedyrceller dyrket i kulturer. I juni 1997 ble det publisert resultater fra en toårig karsinogenitetsstudie (studie i kreftutvikling) i rotter som har fått drikkevann tilsatt MX (10). MX ga flere ulike krefttyper i begge kjønn hos rotter ved lengre tids eksponering med høye doser. Virkningen er mengdeavhengig, og beregning av virkning med de konsentrasjoner som antas kan finnes i norsk drikkevann, er ubetydelige (ca ett krefttilfelle per femtende år for hele den norske befolkningen dersom alle drikker det sterkeste klorerte vannet i Norge gjennom hele livet).

Det har også vært gjennomført en rekke epidemiologiske undersøkelser av ulik kvalitet og utsagnskraft. Flere undersøkelser i andre land tyder på en viss sammenheng mellom klorert drikkevann og en øket hyppighet av blærekreft, nyrekreft og/eller kreft i tykktarmen hos befolkningen i området, mens andre undersøkelser ikke kunne vise noen slik sammenheng. Svakheten i mange av de epidemiologiske studiene er mangel på

kunnskap om hvor mye klor som var tilsatt vannet, hvor mye vann de enkelte personene har drukket (eksponeringsnivå for kloreringsbiprodukter), om hvordan pasientene har flyttet før de fikk kreft eller om hvordan andre risikofaktorer varierte personene imellom. Ved en konferanse i 1999 i Miami, USA, (15) ble det, etter en gjennomgang av alt som er publisert vedrørende helseeffekter av kloreringsbiprodukter, konkludert med at man kun kan se en viss overhyppighet av blærekreft der drikkevannet kloreres. Undersøkelsene gjelder for det meste vann som er sterkere klorert enn i Norge.

En norsk epidemiologisk studie fra 1992 (13) er basert på sammenlikning av krefttilfeller i norske kommuner med klorert drikkevann, kommuner hvor en del av drikkevannet ble klorert, og kommuner uten klorert drikkevann. Resultatene viser i utgangspunktet en noe hyppigere forekomst av tykktarms- og endetarmskreft i kommuner hvor drikkevannet kloreres. Imidlertid er ikke eksponeringen for kloreringsbiprodukter kartlagt for det enkelte individ, slik at studien ikke gir bevis for en årsakssammenheng mellom klorering og kreft. Ved korrigeringer for visse sosio-økonomiske forhold forsvant korrelasjonen mellom klorering og krefthyppighet på kommunenivå, men ikke på fylkesnivå.

IARC (11) har vurdert at det ikke finnes tilstrekkelige bevis for en sammenheng mellom klorert drikkevann og økt hyppighet av kreft hos mennesker.

Det er gjennomført en studie ved Folkehelsa (nå: Folkehelseinstituttet) (14) der man har sett på sammenheng mellom klorering av drikkevann og misdannelser hos nyfødte barn ved å sammenholde opplysninger fra medisinsk fødselsregister og vannverksregisteret. Det er funnet et høyere antall misdannelser ved fødsler i kommuner der drikkevannet kloreres. Det er imidlertid foreløpig ikke avklart om sammenhengen skyldes at klorering er hyppigst i sentrale strøk hvor også registreringen av misdannelser er best. Dermed er en årsakssammenheng mellom konsum av klorert drikkevann og misdannelser ved fødsel ikke avklart.

I en svensk undersøkelse (16) fant man at bruk av klordioksid som desinfeksjonsmiddel medførte en øket risiko for medfødt hjertefeil hos barn, og at risikoen også syntes å øke med økende innhold av trihalometaner i drikkevannet.

Vurdering av helserisiko ved kloreringsbiprodukter

Haloforminnholdet i klorert norsk drikkevann har vært kartlagt nesten bare i prosjektsammenheng i det det er få vannverk som gjennomfører slike undersøkelser i sin rutineovervåkning av vannkvalitet. I en undersøkelse i 1995 av vann fra 21 ulike vannverk gjennomført ved Folkehelsa ble det funnet lave konsentrasjoner av haloformer på gjennomsnittlig 10 µg/l, medianverdi 6µg/l, og bare i ett tilfelle ble det funnet verdier opp til 30 µg/l (8). I en nyere og bredere undersøkelse av 20 drikkevannskilder, gjennomført ved Folkehelsa og med oppstart i februar 2001, var de påviste mengder av trihalometaner også meget lavt (9). Årsgjennomsnittet for det enkelte vannverk lå i området 0,4-16,6 µg/l, med en gjennomsnittsverdi på 6,3 µg/l. WHO har gitt veiledende grenseverdier på 200 µg/l for kloroform og 60 µg/l for bromdiklormetan (6,7). Disse verdiene er basert på et tolerabelt daglig inntak som ikke skal gi mer enn en tilleggssisiko på $1 \cdot 10^{-5}$, dvs. 1 ekstra krefttilfelle årlig per 100 000 personer dersom alle drikker to liter vann daglig gjennom 70 år. For en befolkning på 4,5 millioner, med

gjennomsnitt forventet levealdrer på over 70 år, vil det si 0,65 nye krefttilfeller per år. Konsentrasjoner av trihalometaner i norske drikkevann målt så langt ligger langt under WHO's grenseverdier, så det er lite sannsynlig at eksponering for trihalometaner fører til en reell økning i antall krefttilfeller i Norge. De lave nivåene av trihalometaner vi observerer i Norge i forhold til i andre land, har sannsynligvis sammenheng med at vi praktiserer en lav tilsetning av klor til det vannet som skal desinfiseres.

For di- og trikloreddiksyre, kloreringsbiprodukter som forekommer i samme konsentrasjonsområde som trihalometaner, har WHO gitt foreløpige veiledende grenseverdier på henholdsvis 50 og 100 µg/l (6). Det foreligger imidlertid forslag om nye grenseverdier, 40 µg/l for dikloreddiksyre og 200 µg/l for trikloreddiksyre (7). Forekomsten i en rekke norske vannverk ble funnet å være gjennomsnittlig lav men variasjonen var stor og høyeste samlede verdi for di- og trikloreddiksyre ble målt til rundt 60 µg/l (8). Også her ligger det norske nivået gjennomsnittlig godt under WHO's foreløpige grenseverdier, noe som viser lav risiko.

Det er ikke gjort undersøkelser av MX i norsk drikkevann, men sammenliknet med vannets innhold av haloformer regner vi med at også MX-konsentrasjoner i norsk drikkevann er lavere enn i andre land. Den høyeste verdien av MX som er funnet er 67 ng/l på verdensbasis (10). Dette er beregnet å kunne gi en øket kreftisiko på $2 \cdot 10^{-6}$ ved en livslang eksponering (dvs. 2 ekstra krefttilfeller per år i en befolkning på 1 million, hvor alle har drukket slikt vann gjennom 70 år). Risikonivået med hensyn til MX i norsk drikkevann ligger derfor ventelig godt under 10^{-6} . Sammenliknet med utregningen over for trihalometaner vil dette tilsi en økning i krefttilfeller per år på ca 0,065 for hele den norske befolkningen (ett tilfelle per femtende år).

Normer og grenseverdier

De haloformene det dannes mest av ved klorering av drikkevann er kloroform og bromdiklormetan. Disse stoffene er forholdsvis enkle å analysere, og de brukes derfor i mange land som en indikasjon på vannets totale innhold av kloreringsbiprodukter. Mange lands myndigheter har da også foreslått, eller satt, grenser for vannets innhold av disse to komponentene.

Som nevnt har WHO (6,7) gitt en veiledende grenseverdi på 200 µg/l for kloroform og 60 µg/l for bromdiklormetan og 50 og 100 µg/l som foreløpig veiledende grenseverdier for henholdsvis di- og trikloreddiksyre. I drikkevannsforskriften (3) er det satt en grense på 50 µg/l for summen av de 4 komponentene kloroform, bromoform, dibromklormetan og bromdiklormetan, da innhold av haloformer i drikkevann ikke er et problem i Norge. For halogenerte eddiksyre er det ikke satt noen grenseverdi. I USA (12) er grensen for summen av trihalometanene 80 µg/l. For summen av de fem halogenerte eddiksyrene er grensen 60 µg/l. EU (17) har valgt å sette en grense på 100 µg/l for summen av haloformene. For de halogenerte eddiksyrene er det ikke satt noen grenseverdi.

Drikkevannsbåren smitte i udesinfisert eller dårlig desinfisert vann er godt dokumentert både i Norge og i andre land. Tiltak for å redusere konsentrasjonen av desinfeksjonsbiprodukter må aldri medføre at desinfeksjonseffektiviteten settes i fare. Fortsatt må hovedpolitikken i vannforsyningen være: Best mulig vannkilde, beskyttelse

av vannkilden mot forurensning, filtrering og/eller annen adekvat vannbehandling, og til slutt desinfeksjon. Desinfiseringen kan da like gjerne gjennomføres med klor som med andre desinfeksjonsmidler, med mindre råvannet inneholder klorresistente humanpatogene mikroorganismer (se innledning til kapittel D.3.2).

For å redusere dannelse av uønskede desinfeksjonsbiprodukter skal klordosen ikke være høyere enn nødvendig for å sikre et mikrobiologisk trygt drikkevann. Videre skal nivået av vannets innhold av organisk materiale reduseres så mye som mulig på forhånd gjennom egnede rensemetoder. Det vises i den sammenheng til de krav som er stilt i drikkevannsforskriften (3).

VEDLEGG D.3.2 – A EKSEMPLER PÅ BEREKNING AV KLORDOSE

I drikkevannsforskriften er det satt krav om at vannet skal ha et innhold av fritt klor på minimum 0,05 mg/l etter minst 30 minutters kontakttid. Dersom det jevnlig påvises tarmbakterier i råvannskilden bør restklorinnholdet ligge over nevnte minimumsverdi.

Hvor mye klor som må doseres vil være avhengig av vannets klorbehov, det vil si hvor mye klor som forbrukes/opptas av organisk materiale i løpet av 30 minutters kontakttid, vannets innhold av ammoniakk og ønsket/påkrevet rest av fritt klor.

Vannets klorbehov kan bestemmes, eller anslås, på bakgrunn av forsøk, og innholdet av ammoniakk kan bestemmes ved analyse. Men ofte blir doseringen basert på erfaring og måling av fri restklor etter 30 minutters kontakttid.

BEREGNING AV KLORDOSE

Når vannkvaliteten er kjent.

Som eksempel antas en vannkvalitet med et fargetall på 15 mg Pt/l og et klorbehov som er anslått til 0,3 mg/l. Vannets innhold av ammoniakk er bestemt til 0,05 mg/l, som vil reagere med klor og danne kloramin. Mengden klor som blir ”bundet” i denne formen er ca. 4 ganger større enn mengden ammoniakk, dvs. $4 * 0,05 \text{ mg/l} = 0,2 \text{ mg/l}$. Det er ønsket at innholdet av fritt klor etter 30 min kontakttid er 0,1 mg/l.

Nødvendig klordose vil da bli:

$$0,3 \text{ mg/l} + 0,2 \text{ mg/l} + 0,1 \text{ mg/l} = 0,6 \text{ mg/l eller } 0,6 \text{ g/m}^3.$$

Klorgass

Med et klorgassanlegg er det enkelt å oppnå denne doseringsmengden, anlegget kan stilles direkte inn på denne verdien. Til en vannmengde på 720 m^3 vil anlegget ha levert $720 * 0,6 = 432 \text{ mg klor}$.

Natriumhypokloritt

Med et doseringsanlegg for natriumhypokloritt kan det være noe vanskeligere å stille inn doseringen, selv om vi går ut fra at doseringspumpene styres automatisk etter vannmengden. Det må være kjent hvor mye væske doseringspumpen gir per time ved en bestemt (gjennomsnittlig) vannmengde.

I dette eksempelet antas at doseringspumpen gir 6 l/t ved en vannmengde på $30 \text{ m}^3/\text{t}$. I løpet av 1 døgn blir vannmengden da 720 m^3 , mens doseringspumpen vil gi 144 l/d.

Nødvendig klordose er beregnet til å være $0,6 \text{ g/m}^3$ vann, og vannmengden som skal desinfiseres i løpet av 1 døgn må tilføres $720 * 0,6 = 432 \text{ gram klor}$, dvs. 432 gram direkte hvis desinfeksjonsmiddelet var klorgass. Men det skal brukes natriumhypokloritt, og dersom konsentrasjonen av klor i natriumhypokloritten er 150 g/l blir døgnforbruket av natriumhypokloritt $432 \text{ g} : 150 \text{ g/l} = 2,88 \text{ liter}$. Til 1 døgns forbruk må altså 2,88 l natriumhypokloritt blandes med vann til 144 l.

Et problem er at man ofte har natriumhypokloritt som har stått lagret en tid, og klorkonsentrasjonen kan da være sunket til det halve av konsentrasjonen i fersk løsning. Det er bare analyse av restklorinnholdet som kan gi svar på om blanding og dose er riktig i forhold til vannkvaliteten.

Kalsiumhypokloritt

Det antas bruk av samme doseringspumpe som i eksempelet med dosering av natriumhypokloritt. Dersom kalsiumhypokloritten inneholder 60 % (0,6) klor, må det veies inn $432 \text{ g} : 0,6 = 720 \text{ gram}$ kalsiumhypokloritt som skal løses i 144 l vann.

Når mengden klor som doseres er kjent.

Ofte er det i praksis slik at vannverkene vet hvor mye desinfeksjonsmiddel de har brukt over en periode, men ikke vet hvilken klordose de tilsetter. Som eksempel brukes et vannverk som benytter natriumhypokloritt, hvilket er det desinfeksjonsmiddelet de fleste vannverk benytter. Produktspesifikasjonen forteller at løsningen inneholder 150 g/l av klor eller aktivt klor (dvs. 12 % vekt/vekt eller 15 % vekt/volum). Nå er det imidlertid slik at handelsvaren kan inneholde opp til 160 mg/l dersom den er helt fersk og 140 mg/l dersom det er en stund siden produksjonsdato, men når det er oppgitt at varen inneholder 150 g/l forholder en seg til dette.

På vannverket blir et visst antall liter av denne løsningen blandet med like mange liter vann før løsningen blir tilsatt vannet som skal desinfiseres. Dette fordi natriumhypokloritt-løsningen da får lengre holdbarhet (se for øvrig kap. D.3.2.2 og D.3.2.4 om dette). Blir 25 l av den innkjøpte natriumhypokloritt-løsningen blandet med 25 l rent vann får den ferdige løsningen en konsentrasjon av klor på 75 g/l.

Hvis vannverket over en periode har tilsatt totalt 500 l slik ferdigblandet løsning har de tilsatt $500 \text{ l} * 75 \text{ g/l} = 37\,500 \text{ g} = 37,5 \text{ kg}$ klor. Den desinfiserte vannmengden i samme tidsrom utgjør $125\,000 \text{ m}^3$. Det vil si at den klordosen som har blitt tilsatt er $37\,500 \text{ g} : 125\,000 \text{ m}^3 = 0,3 \text{ g/m}^3 = 0,3 \text{ mg/l}$.

D.3.2.8 Referanser

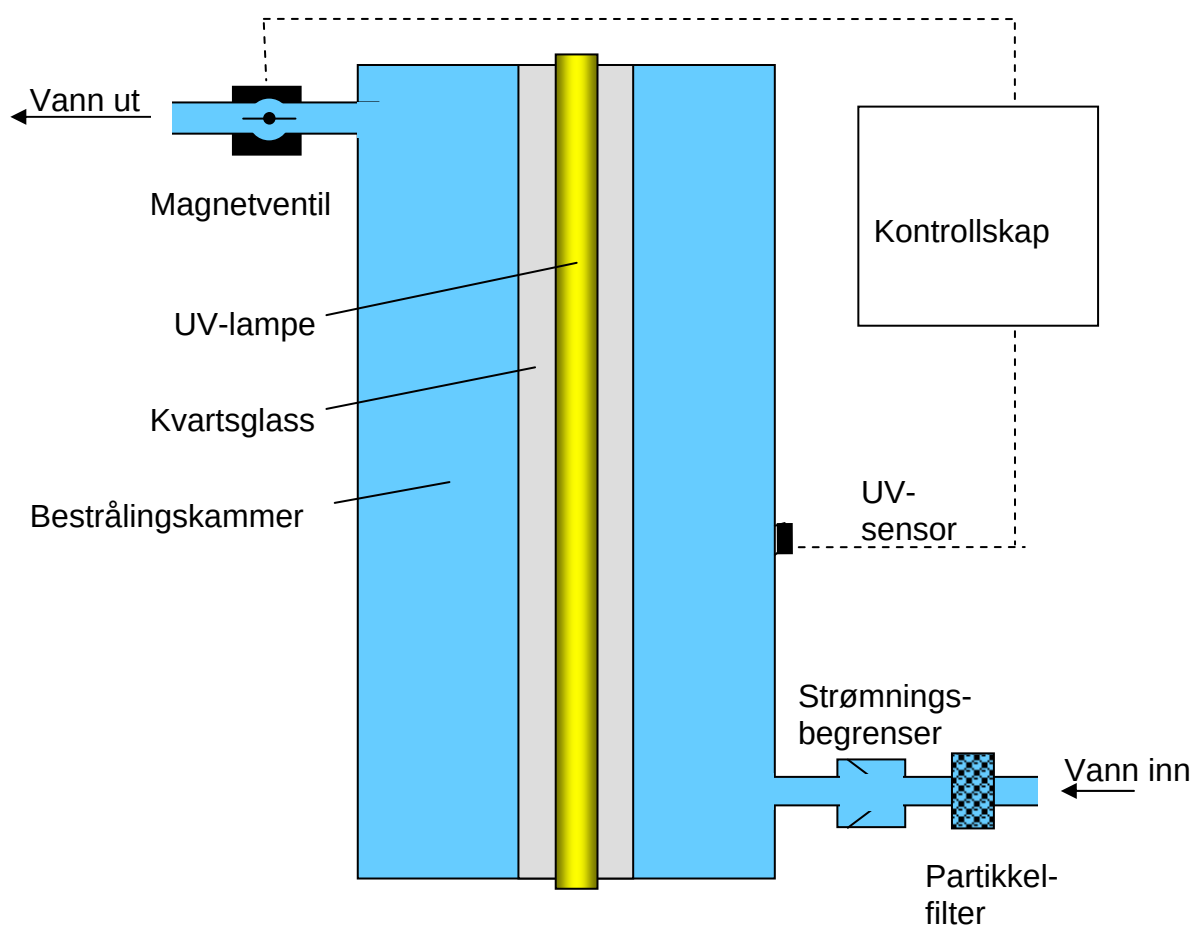
1. Yip, R.W. and Konasewich, D.E.: Ultraviolet Sterilization of Water – its Potential and Limitations. Water and Pollution Control 110:14, 1972
2. Leahy, G.J., Rubin, A.J. and Sproul, O.J.: Inactivation of Giardiamuris Cysts by Free Chlorine, Applied Environmental Microbiology, 53(7), 1448, 1987
3. Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften), gjeldende fra 01.01.2002, sist endret 04.02.2004, med veileder
4. Allen, M.J. and Geldreich jr., E.E.: Evaluating the Microbial Quality of Potable Waters. In: Evaluation of Microbiology Standards for Drinking Water, EPA-570/9-78-00C:3, 1978
5. White, G.C.: Handbook of Chlorination, Van Nostrand Reinhold Company 1972

6. World Health Organization (WHO), Geneva: Guidelines for drinking-water quality, Second edition, Volume 2, 1996
7. World Health Organization (WHO), Geneva: Guidelines for Drinking Water Quality, Third edition (Draft), 2003
8. Statens institutt for folkehelse: Nytt fra miljø- og samfunnsmedisin, nr. 3 1997
9. Artikkel fra Nasjonalt Folkehelseinstitutt, Oslo: Hva vet vi om plantevernmidler og kloreringsbiprodukter i norsk drikkevann, 2002
10. Komulainen H, Kosma V-M, Vaittinen S-L, Vartiainen T, Kaliste-Korhonen E, Lötjönen S et al.: Carcinogenicity of the Drinking Water Mutagen 3-Chloro-4-(dichloromethyl)-5-hydroxy-2(5H)-furanone in the Rat. Journal of the National Cancer Institute 1997; 89: 848-56
11. International Agency for Research on Cancer (IARC), Lyon: Chlorinated drinking-water; chlorination by-products; some other halogenated compounds; cobalt and cobalt compounds. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 52, 1991;45-359
12. United States Environmental Protection Agency (US EPA): Controlling Disinfection By-Products and Microbial Contaminants in Drinking Water, December 2001
13. Flaten T.P.: Chlorination of Drinking Water and Cancer Incidence in Norway. Int. J. Of Epidemiology 1992;21 (no 1)
14. Magnus P.: Sluttrapport fra prosjektet "Water quality and pregnancy outcome". Brev fra Folkehelse til Norges forskningsråd, Oslo, 1997
15. The Second International Conference on the Safety of Water Disinfection: Balancing Chemical and Microbial Risks, November 15 – 17, 1999. Arrangert av International Life Science Institute (ILSI)
16. Cedergren M.: Epidemiological studies of congenital heart defects in the Southeast region of Sweden. Linköping University Medical Dissertation No. 733, Linköping 2002
17. Rådskdirektiv 98/83/EØF av 3. november 1998 om drikkevannets kvalitet

D.3.3 Desinfeksjon ved UV-bestråling

Et UV-anlegg består av kamre med UV-lamper der vannet bestråles og kontrollskap der UV-effekten overvåkes kontinuerlig. Figur 3.3.1 er en prinsippskisse av et slikt anlegg. UV-bestråling er den vannbehandlingsmetoden som benyttes ved klart flest vannverk i Norge. De fleste av disse vannverkene er små, og de velger ofte UV-bestråling til desinfeksjon fordi UV-anlegg krever relativt lite driftsoppfølging.

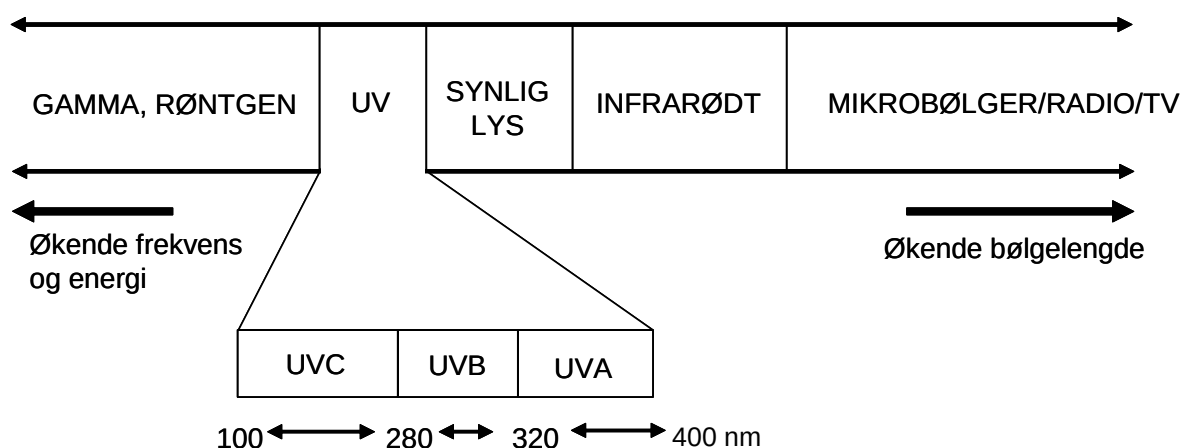
Grunnen til at de store vannverkene i mindre grad har brukt UV, er at slike anlegg har vært relativt dyre, men ny teknologi gjør nå UV-anleggene stadig mer konkurransedyktige. Den viktigste grunnen til at stadig flere av de store vannverkene tar i bruk UV-bestråling er imidlertid at UV også virker mot enkelte mikrober som ikke blir inaktivert av klor, for eksempel *Giardia intestinalis* og *Cryptosporidium parvum* (1).



Figur 3.3.1: Prinsippskisse av et UV-anlegg (ikke riktige mål). Stråleintensiteten i UV-kammeret måles av en UV-sensor på kammerveggen som sender signaler til kontrollskapet. Dersom UV-intensiteten blir for lav, stenges anlegget automatisk ved hjelp av en magnetventil (Figur: Folkehelseinstituttet v/Karin Melsom).

D.3.3.1 Hva er UV-bestråling?

UV-lys (ultrafiolett lys) er elektromagnetisk stråling med bølgelengde på 100-400 nm ($1 \text{ nm} = 10^{-9} \text{ m}$). Dette er området mellom røntgenstråling og synlig lys. UV-lyset kan deles inn i tre kategorier, UVA, UVB og UVC, jamfør figur 3.3.2. Solen sender ut UV-stråler i alle disse kategoriene, men atmosfæren filtrerer bort all UVC og mesteparten av UVB før denne strålingen når jordoverflaten, og det er heldig, da det er disse typene UV som er mest skadelige for oss.



Figur 3.3.2: En grov inndeling av det elektromagnetiske spektrum (Illustrasjon: Folkehelseinstituttet v/Karin Melsom, basert på figur hentet fra Statens stråleverns nettsider).

Til å produsere UV-stråler brukes lamper med kvikksølv- eller argondamp, der strålingen frambringes ved elektriske gassutladninger. UV-lampene kan inndeles i lavtrykks-, mellomtrykks- og høytrykkslamper, avhengig av lampenes innvendige trykk. Lavtrykkslampene avgir ca. 85 % av sin stråling ved bølgelengde 254 nm, mens mellom- og høytrykkslampene utstråler et noe bredere spektrum. Alle disse lampene gir god effekt i UVC-intervallet 240 til 280 nm, som er det mest effektive for å uskadeliggjøre mikrober.

D.3.3.2 UV-strålers virkning på mikrober

UV-stråler inaktiverer mikrober (bakterier, virus, protozoer m.m.) ved at mikrobene påføres ulike skader. Blant annet kan cellen hindres i å dele seg på grunn av skader på arvestoffene (DNA eller RNA), eller sentrale livsprosesser kan forhindres på grunn av skader på proteiner. Graden av inaktivering avhenger av stråledosen som treffer mikrobene, og stråledosen er definert som intensiteten av UV-lyset multiplisert med bestrålingstiden ($D = I \cdot t$). Stråledosen øker altså med økende intensitet og/eller bestrålingstid. Intensiteten i bestrålingskammeret er avhengig av lampestyrke, antall lamper, lampenes plassering i kammeret, samt vannets kvalitet, se kapittel 3.3.4.

Bestrålingstiden bestemmes av vannets hastighet og volumet på bestrålingskammeret, og angir den oppholdstid vannet får i bestrålingskammeret.

Avhengig av UV-dosen mikrobene utsettes for, kan bestrålingen føre til irreversible skader (ikke reparerbare) eller reversible skader (kan repareres). Evnen til reparasjon er ofte avhengig av synlig lys (fotoreparasjon), men kan hos enkelte mikrober også skje i mørke, selv om mørkereparasjon er en langt mindre effektiv prosess. Dette understreker viktigheten av både å ha tilstrekkelig høy UV-dose til enhver tid og å forhindre at mikrobene utsettes for synlig lys den første tiden etter UV-bestrålingen.

For bakteriesporer og parasitter (for eksempel *Giardia intestinalis* og *Cryptosporidium parvum*) sier veilederen til drikkevannsforskriften at minst 99 % skal inaktiveres for å oppnå en hygienisk barriere. For øvrige bakterier og virus kreves det en inaktiveringsgrad på minst 99,9 %. Tabell 3.3.1 inneholder data for 99 eller 99,99 % inaktivering av ulike mikrober, og den viser at UV-anlegg inaktiverer de fleste bakterier og virus i langt større grad enn drikkevannsveilederens minstekrav. Det kan fortsatt være noen mikrober igjen i vannet selv om 99,99 % er fjernet, men innholdet er normalt så lavt at vannet ikke er smittefarlig.

For enkelte virus, og da spesielt adenovirus type 40 og 41, vil ikke UV-desinfeksjon være noen fullgod hygienisk barriere (men klorering virker mot disse adenovirusene). Adenovirus type 40 og 41 kan forårsake mage- og tarmsykdom (spesielt hos små barn, se kapittel B), men de fleste barn vil smittes av disse gjennom andre smitteveier enn drikkevann. Man oppnår således lite gjennom å bekjempe disse virusene i drikkevannet, og det kreves derfor ikke at de skal inaktiveres av UV-anlegg. Når man først har vært smittet av slik mage- og tarmsykdom én gang, så utvikler man også en viss immunitet, og symptomene på sykdommen inntreffer ikke, eller blir langt svakere, ved en eventuell ny smitte.

Tabell 3.3.1: Nødvendig UV-dose (mJ/cm^2) for inaktivering av 99 og 99,99 % av ulike mikrober (Tabell: Data er hentet fra B5 (2), supplert med (3, 4 og 5)).

Mikrober	99%	99,99%
Adenovirus type 40 og 41		186
Rotavirus WA		50
Rotavirus SA11		40
Feline calicivirus*		36
Coxsackievirus AZ		30
<i>Salmonella typhimurium</i>		15,2
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>		10,5
<i>Salmonella typhi</i>		7

Poliovirus		6,6
<i>Escherichia coli</i>		6,6
<i>Staphylococcus aureus</i>		6,6
<i>Shigella paradysenteriae</i>		3,4
<i>Shigella sonnei</i>		2,7
<i>Yersinia enterocolitica</i>		2,7
<i>Legionella pneumophila</i>		2,7
<i>Campylobacter jejuni</i>		1,8
<i>Clostridium perfringens</i> (sporer)	40	
<i>Cryptosporidium parvum</i>	5,8	
<i>Giardia lamblia (intestinalis)</i>	5,2	
<i>Bacillus subtilis</i> (sporer)	3,7	

* ”Kattevarianten” av Norovirus.

D.3.3.3 Godkjenning av UV-anlegg

UV-anlegg som benyttes ved godkjenningspliktige vannverk, skal være godkjent. Man har sett det hensiktsmessig å dele opp godkjenningsprosessen i følgende:

1) *Typegodkjenning*: Omfatter den tekniske oppbygning/utforming av UV-anlegget, se 3.3.5. Leverandøren av anlegget søker Folkehelseinstituttet om typegodkjenning. Denne ordningen er ikke obligatorisk, men utgjør en forenkling av saksbehandlingen i forhold til å måtte gjennomgå de samme forhold i forbindelse med godkjenning av hvert enkelt vannverk. I typegodkjenningen beregnes det hvilken kapasitet aggregatet kan ha i forhold til vannets kvalitet. I tillegg stilles det detaljerte krav til driftsrutiner, tekniske komponenter, overvåkingsutstyr og nødvendige reservedeler.

2) *Godkjenning av vannbehandlingsanlegget*: Dette er en del av godkjenningen av det enkelte vannverk. På bakgrunn av vannkvaliteten og den øvrige vannbehandling vurderer Mattilsynet dimensjonering, teknisk utforming og plassering av UV-anlegget. For nærmere omtale av Mattilsynets godkjenning, se kapittel H 2.5.2.

På Folkehelseinstituttets hjemmesider finnes to lister over typegodkjente UV-anlegg. Den ene listen omfatter anlegg som gir en teoretisk beregnet UV-dose på minst 30 mJ/cm² (mWs/cm²), beregnet ut fra modeller for intensitet og oppholdstid i kammeret. Den andre listen omfatter biodosimetrisk testede anlegg som gir en UV-dose på minst 40 mJ/cm². Den biodosimetriske testen er basert på konkrete målinger av

inaktiveringseffekt overfor sporer av *Bacillus subtilis*, etter østerriksk eller tysk standard (6), eller etter amerikansk standard, testet med MS2 bakteriofag (3).

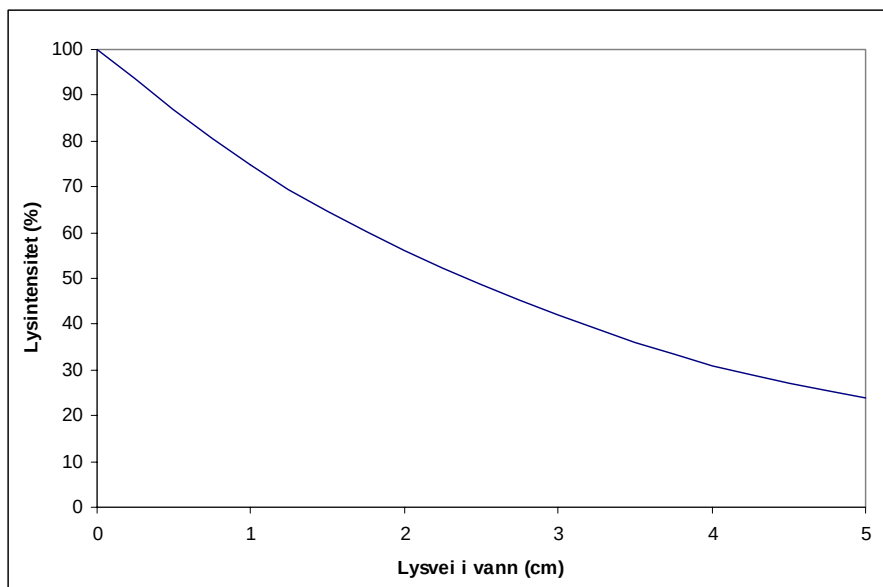
UV-anlegg som er godkjent med beregnet UV-dose på 30 mJ/cm^2 har tilstrekkelig virkning i forhold til de fleste typer sykdomsfremkallende mikrober, med unntak av bakteriesporer og enkelte virus. Likevel anbefaler Folkehelseinstituttet at man ved nye anlegg og ved utskiftning av gamle anlegg velger biodosimetrisk testede anlegg som gir en UV-dose på minst 40 mJ/cm^2 . En grunn til dette er at slike anlegg har tilstrekkelig virkning til å inaktivere også hardføre bakteriesporer (for eksempel Clostridium- og Bacillusporer). En annen grunn er at det er sannsynlig at dette vil bli et EU-krav. Både Tyskland og Østerrike har lagt seg på et slikt dosekrav, og at det er ønskelig å harmonisere kravene innenfor EU/EØS-området.

Biodosimetrisk testede anlegg skal for å bli godkjent være utstyrt med UV-sensorer som er enkle å kontrollere med hensyn til tilstrekkelig UV-dose, da det kreves at UV-sensorene skal være standardisert utformet og utskiftbare. Dette gjør det mulig å kontrollere strålingsintensiteten i anlegget ved å bytte ut UV-anleggets sensor med en kalibrert referansesensor (alle sensorenes målinger oppgis i mJ/cm^2). Også andre UV-aggregater bør utstyres med standardiserte, utskiftbare sensorer fordi det er ingen andre fullgode metoder for å sjekke om den målte strålingsintensiteten fra UV-lampene er korrekt.

Da metodene som brukes ved de to typegodkjenningene er forskjellige, er ikke verdiene på henholdsvis 30 og 40 mJ/cm^2 direkte sammenliknbare. For et anlegg som gir en UV-dose på minst 30 mJ/cm^2 , holder det derfor ikke å redusere gjennomstrømningen med 25 % for å oppnå effekt overfor hardføre bakteriesporer; ny typegodkjenning basert på konkrete målinger må til for at barrieren skal være sikker.

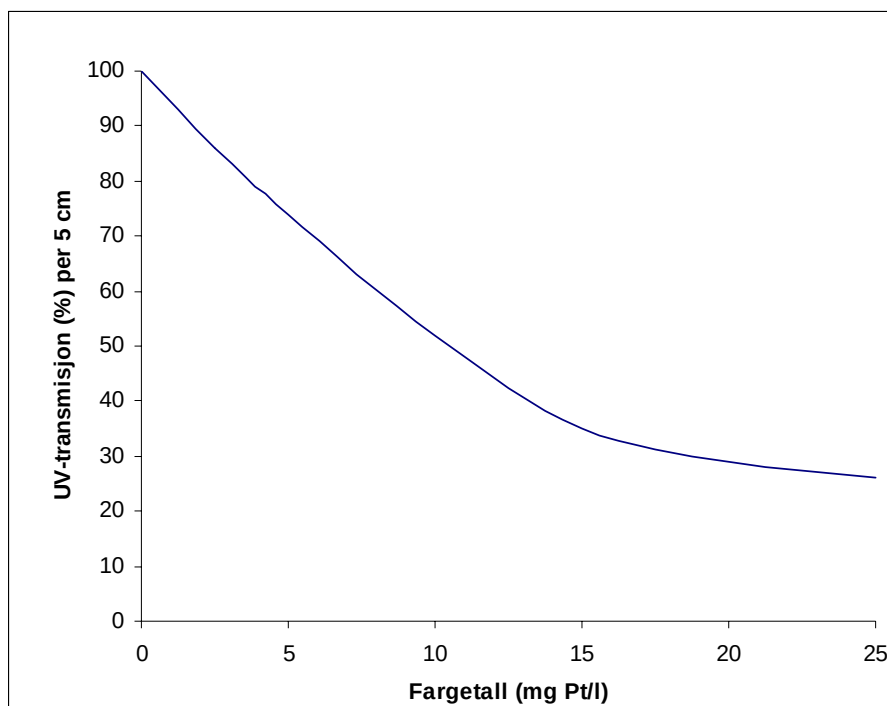
D.3.3.4 Vannkvalitetens betydning

Lysets intensitet avtar jo lengre det passerer gjennom vann. I eksempelet i figur 3.3.3 svekkes energien med 25 % pr. cm. For å karakterisere en vanntype med hensyn til gjennomtrengelighet for UV-stråler, måles transmisjon ved 254 nm bølgelengde i et spektrofotometer. Transmisjonen (T) er den delen av strålingsenergien som gjenstår etter en viss veilengde. Transmisjonen i eksempelet i figur 3.3.3 er 0,75 (75 %) 1 cm fra UV-lampen. Etter 5 cm er transmisjonen $0,75^5 = 0,24$ (24 %).



Figur 3.3.3: Eksempel som viser gjenværende strålingsenergi som funksjon av tilbakelagt veilengde i vann (Figur: Data er hentet fra B5 (2)).

Vannkvalitet er en avgjørende faktor ved dimensjonering av UV-anlegg. Rent vann har høy transmisjon, mens vann som er farget eller uklart har lav transmisjon. I Norge skyldes fargen på vannet gjerne oppløst eller suspendert naturlig organisk materiale (humus), og figur 3.3.4 viser hvordan transmisjonen avtar når vannets fargetall øker. Transmisjonen er også avhengig av vannets uklarhet (partikkelinnhold målt som turbiditet) og av typen partikler som forårsaker uklarheten. Tabell 3.3.2 viser eksempler på transmisjon ved turbiditet 1 FNU forårsaket av forskjellige partikkeltyper.



Figur 3.3.4: Viser hvordan UV-transmisjonen faller når fargetallet øker. Figuren er basert på en rekke målinger av surt, norsk overflatevann (Figur: Data er hentet fra B5 (2)).

Tabell 3.3.2: Selv om turbiditeten er lik, er det stor forskjell på den transmisjonsreduksjon som ulike typer partikler forårsaker. Tabellen inneholder transmisjonsmålinger ved turbiditet på 1 FNU for ulike typer partikkelholdig vann. (Tabell: Data er hentet fra B5 (2)).

Partikkeltype	Transmisjon per 5 cm
Leire	97 %
Finpartikulær rust	97 %
Blågrønnalger (<i>Oscillatoria</i>)	90 %
Svart, manganholdig slam	78 %

Generelt anbefales UV-anlegg bare der vannet er klart og lite farget, men det er ikke satt noen nedre transmisjonsgrense for når UV-anlegg kan benyttes. Ved lave transmisjonsverdier blir imidlertid kostnadene ved UV-anlegg store sammenliknet med andre typer anlegg, og UV-anlegg er derfor lite aktuelt for vann med høyt fargetall. Under slike forhold er det også større risiko for svikt i desinfeksjonen. Som en tommelfingerregel bør ikke UV-anlegg velges dersom UV-transmisjonen er lavere enn ca 30 % per 5 cm.

Selv om transmisjonen er akseptabel, kan partikler skape problemer for desinfeksjonen, da partikler i vannet kan innkapsle mikrober eller skjerme mikrober mot UV-lys, slik at de ikke blir inaktivert. Partikkelholdig vann bør derfor filtreres før UV-bestråling.

Andre sider ved vannkvaliteten kan også føre til driftsproblemer ved UV-anlegget. Dersom vannet inneholder mye jern, mangan eller kalsium, vil kvartsglasset kunne få et ”fastbrent” belegg som er vanskelig å fjerne. Spesielt gjelder dette for mellom- og høytrykkslamper, da overflatetemperaturen der blir svært høy.

D.3.3.5 Planlegging og teknisk utforming av UV-anlegg

UV-anlegg må alltid gi tilstrekkelig UV-dose til at sykdomsfremkallende mikrober inaktiveres, se kapittel 3.3.2. Typegodkjenningsordningen er med på å sikre dette, se kapittel 3.3.3. UV-anlegget skal dimensjoneres slik at anlegget fungerer tilfredsstillende, selv når råvannet er på det dårligste, se kapittel 3.3.4. Dersom vannverket har forbehandling for å fjerne farge og partikler, må UV-anlegg dimensjoneres på basis av den dårligste vannkvaliteten som det kan forventes at den aktuelle behandlingsprosessen vil kunne komme til å produsere under ugunstige driftsvilkår. Det må ikke gjøres tekniske eller driftsmessige endringer som berører UV-anlegget uten godkjenningsmyndighetens samtykke.

Planlegging

Man trenger gode vannkvalitetsdata for vannkilden når man skal bygge et UV-anlegg. For innsjøer trenger man minimum kvartalsvise data for transmisjon og kjemisk og bakteriologisk vannkvalitet. For elver må det foreligge analyseresultater fra hver måned gjennom året, og det er spesielt viktig å ta prøver i flomperioder. Perioder med lav transmisjon sammenfaller ofte med perioder hvor den bakteriologiske forurensningsfaren også er størst, og det er i disse periodene at det er mest nødvendig at dimensjoneringen er tilstrekkelig og at anlegget virker tilfredsstillende.

Anlegget må samtidig dimensjoneres i forhold til det maksimale vannbehov, det vil si at UV-anlegget skal kunne desinfisere alt vann som produseres, selv når vannuttaket er som størst, og selv om dette skulle sammenfalle med tidspunktet for den dårligste vannkvaliteten. Sikkerheten for at vannproduksjonen kan forløpe uforstyrret økes dersom anlegget suppleres med et nødstrømsanlegg. Videre bør anlegget lokaliseres slik at det er lett tilgjengelig for driftspersonalet hele året.

Anleggsstørrelsen avhenger av råvannskvalitet og ønsket produksjonskapasitet. Bruk av UV-anlegg bør alltid kombineres med at ledningsnett er tilkopledd utjevningsbasseng. Avhengig av bassengstørrelsen, kan kapasiteten for UV-anlegget begrenses til maksimalt døgn- eller timeforbruk, da man ikke trenger å dimensjonere for maksimalt forbruk i et øyeblikk.

Valg av lampetype får også konsekvenser for anleggsstørrelse og drift. Fordelene med lavtrykkslamper er blant annet lang levetid, høyere andel av stråling i bakteriedrepende område, lavere driftstemperatur, mindre biprodukter og mindre belegg på kvartsglass. Fordelene med mellom- og høytrykkslamper er at de gir sterkere lys slik at det behøves færre lamper, da én mellomtrykkslampe tilsvarer effekten av 10-50 lavtrykkslamper.

Den vannmengde som skal UV-bestråles, bør fordeles på to eller flere UV-enheter koplet i parallell. UV-enhetene bør ha samme kapasitet, og kapasiteten bør være stor nok til å desinfisere alt vann, selv i perioder med normalt vedlikeholdsarbeid eller teknisk svikt, hvor kanskje ett av aggregatene må tas ut av drift. Dersom man for eksempel dimensjonerer anlegget med $2 \times 100\%$ eller $3 \times 50\%$ kapasitet på UV-enhetene, kan man fortsette å levere vann selv om én UV-enhet i en periode er ute av drift.

Teknisk utforming

Et UV-anlegg består av bestrålingskammer og kontrollskap. Kvartsglass benyttes mellom UV-lampene og vannet, da vanlig glass ikke slipper igjennom UV-stråler. Rengjøring av kvartsglass må være mulig, og stadig flere anlegg utstyres med automatiske eller manuelle rengjøringsmekanismer. Disse kalles gjerne ”wipere” eller ”viskere”, se figur 3.3.5, hvor håndtaket foran på UV-kammeret brukes til å dra viskeren fram og tilbake.



Figur 3.3.5: UV-anlegget på bildet består av to bestrålingskamre som begge er utstyrt med UV-sensor på siden og manuell renseanordning foran. Øverst på bildet er kontrollskapene (Foto: Folkehelseinstituttet v/Bjørn Løfsgaard).

Til å overvåke intensiteten i kammeret brukes en UV-sensor som sender signal til kontrollskapet. Enkle intensitetsmålere angir strålingsintensiteten på en prosentskala, men det finnes også mer avanserte målere som tar hensyn til vanngjennomstrømningen, og angir strålingen direkte i mJ/cm^2 . UV-sensoren må være spesifikk for UV-stråling med bølgelengde i området rundt 254 nm. Sensoren skal være plassert på det stedet i kammeret der intensiteten er lavest. For biodosimetrisk testede anlegg er det et krav at det skal være mulig å bytte ut sensoren med en referansesensor, slik at man får sjekket at sensoren viser korrekt verdi, og slike anlegg anbefales, se kapittel 3.3.3.

Ved lampesvikt, strømbrydd eller dersom intensiteten underskrider en på forhånd innstilt verdi, må vannproduksjonen stoppes automatisk. I perioder hvor UV-anlegget er ute av drift, kan vannforsyningen opprettholdes ved å tappe desinfisert vann fra utjevningsbassenger. For å dekke perioder med lengre driftsstans, er det normalt krav om at anlegget skal ha et kloranlegg som reserve for UV-anlegget, og vannleveransen kan gjenopptas når tilstrekkelig klorrest er påvist.

Kontrollskapet, se figur 3.3.6, må inneholde signallys, UV-intensitetsmåler og timeteller. Disse er vanligvis plassert på døren til skapet. Signallys viser om hver enkelt UV-lampe er i drift og fungerer. Intensitetsmåleren viser hvor sterkt UV-lyset inne i bestrålingskammeret er. Timetelleren viser hvor lenge UV-lampene har vært i drift, og lampene skal skiftes etter et på forhånd bestemt antall timer, som vil fremgå av typegodkjenningen.



Figur 3.3.6: Kontrollskap for UV-anlegg. Signallys viser om UV-lampene lyser, timetelleren (sort) angir hvor lenge anlegget har vært i drift, og intensitetsmåleren (hvit) viser lysintensiteten inne i UV-kammeret (Foto: Folkehelseinstituttet v/Eyvind Andersen).

Anlegget må om nødvendig være utstyrt med mengdebegrenser som sikrer at vanngjennomstrømningen ikke overstiger det anlegget er dimensjonert for. I samråd med godkjenningsmyndigheten låses mengdebegrenseren i en posisjon som sikrer at alt vann som passerer UV-anlegget blir desinfisert, også når vannkvaliteten er på det dårligste. Dersom det er mulig å lede vann utenom UV-anlegget, må dette omløpet være lukket og låst, og det må ikke åpnes uten at dette skjer etter myndighetsaksepterte prosedyrer.

D.3.3.6 Drift og vedlikehold

Utsett aldri øyne eller bar hud for lys fra UV-lamper, da slikt UV-lys kan gi alvorlige forbrenninger og synsskader. Det har dessverre vært flere tilfeller av slike skader i forbindelse med vedlikehold av UV-anlegg. Skadene opptrer vanligvis først flere timer etter eksponeringen. «Slør» rundt lyspunkter og «sandpapir» på øynene er milde reaksjoner på UV-utsatte øyne, midlertidig blindhet eller vedvarende blindhet kan oppstå i alvorligere tilfeller. Søk lege snarest ved slike symptomer!

I prinsippet bør man ha tilsyn med UV-intensitetsmåler, driftstimeteller og signallys for UV-lamper daglig. Dersom feil på UV-anlegget gir alarm til bemannet sentral eller til

sovende vakt, kan tilsynets omfang reduseres. Ikke alle forhold ved anlegget kan imidlertid fiernovervåkes (for eksempel hærverk som ikke har utløst innbruddsalarm), sluttet = Bestrålingskammer være et minimum.



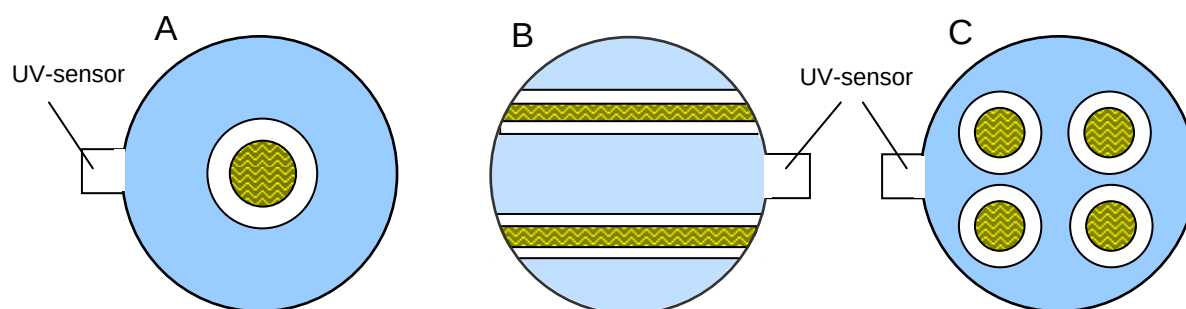
= Bestrålingskammer



= UV-lampe

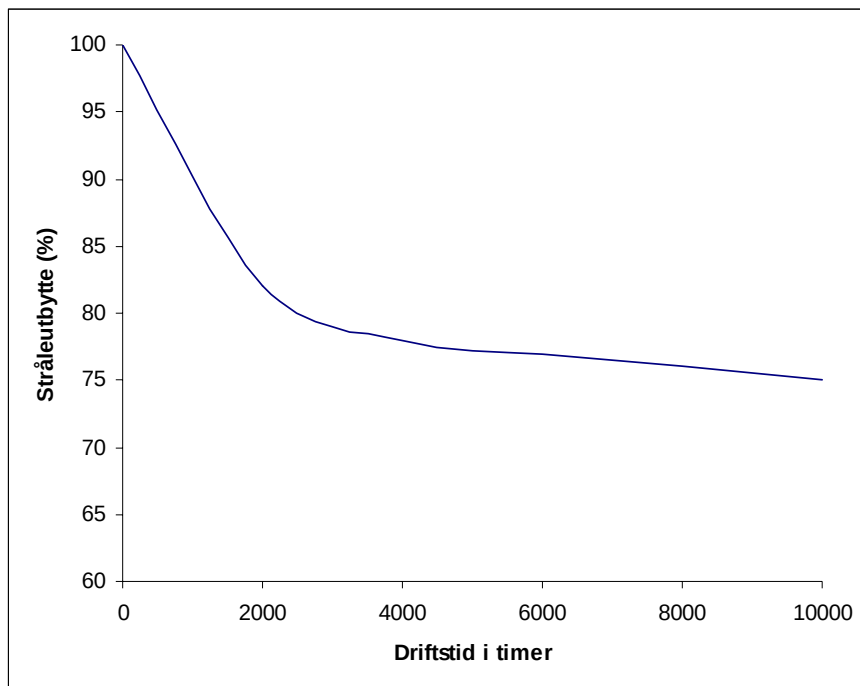


= Kvartsglass



Figur 3.3.7: Figuren viser tverrsnitt av tre forskjellige måter å plassere lampene i et UV-kammer på. UV-kammer A har ett UV-rør midt i kammeret, i kammer B er det to tverrstilte UV-rør, og kammer C har fire UV-rør.

Bestrålingskamre kan ha én eller flere lamper, se eksempler i figur 3.3.7. Lamper av ulik type som fysisk har samme størrelse, kan ha ulik styrke, og man skal derfor kun anvende den lampetypen som er angitt i typegodkjenningspapirene, eller lamper som er dokumentert likeverdige i utstrålt effekt. Etter at lampen er tent, tar det oftest noen minutter før den gir full effekt, og i denne perioden må ikke vannet ledes til forbrukerne. Lampenes intensitet reduseres i løpet av driftstiden, se figur 3.3.8. Lavtrykkslamper har oftest en maksimal driftstid på 7000-12000 timer, mens mellomtrykkslamper holder 3000-7000 timer.



Figur 3.3.8: Eksempel på hvordan stråleutbyttet for en type UV-lamper avtar jo lengre de har vært i drift.

Enkeltlamper i bestrålingskammeret skiftes når signallyset indikerer at lampen ikke virker. Uavhengig av om UV-sensoren fortsatt viser at intensiteten i kammeret er høy nok, skal alle lampene i kammeret skiftes samtidig når den maksimale driftstiden for et lampesett er omme (se typegodkjenningsvilkårene). Effekten av UV-lamper avtar med tiden, og etter den oppgitte maksimale driftstidens slutt, kan effekten i hele eller deler av kammeret være for dårlig selv om lampene fortsatt lyser. Dersom intensiteten i et UV-kammer blir for lav før lampenes maksimale driftstid er omme, sjekker man først for mulige årsaker, før man eventuelt skifter alle lampene i kammeret. Dersom det har lagt seg et belegg på kvartsglass eller sensorøye, må hele bestrålingskammeret rengjøres nøye.

Årsaken til lav intensitet kan også være at vannkvaliteten har blitt for dårlig. Når UV-alarmen går, stenges vannproduksjonen automatisk. Produksjonen skal ikke gjenopptas før vannkvaliteten igjen er god, eller før man har fått i gang en alternativ desinfeksjonsmetode, for eksempel ved klorering. Dersom den dårlige vannkvaliteten ikke er av forbigående karakter, må vannverkseier kontakte godkjenningmyndigheten for å få godkjenning av planer for utbedring av vannverket. I de senere årene har fargetallet i en rekke norske vannkilder økt betraktelig, noe som har medført at mange vannverk har måttet gjennomføre tiltak for forbedre vannbehandlingen.

UV-alarmgrensen skal ikke justeres av andre enn leverandør/produsent i forståelse med godkjenningmyndighet. Det kan være feil ved sensoren, og den må derfor kontrolleres og kalibreres årlig mot en referansesensor, eller eventuelt byttes dersom den ikke lar seg kalibrere. Sensorkalibreringen må utføres i henhold til retningslinjer gitt av produsent/leverandør (jamfør kravene til norsk typegodkjenning av UV-aggregater). Videre må det sjekkes at den automatiske stengeventilen fungerer.

Selv om intensiteten som måles er høy nok, kan det være flekkvist belegg som gir dårlig lys andre steder i kammeret, og det kan også tenkes at den målte intensiteten er feil. Bestrålingskammer (kvartsglass, sensorøye, reflektorer o.l.) må derfor rengjøres jevnlig, med høyest frekvens ved vannverk som har dårlig vannkvalitet. Rengjøring hvert kvartal er et minimumskrav. Hvis anlegget er utstyrt med innretninger for rengjøring (børster, slepering av gummi eller liknende) må effekten av disse sjekkes. Det kan være nødvendig med bruk av rengjøringskemikalier der mekanisk rengjøring ikke er tilstrekkelig. Ved bruk av rengjøringskemikalier forutsettes det god gjennomskylling/spyling med rent vann ut til avløp før UV-anlegget igjen tas i bruk.

Det skal alltid være tilgjengelig en instruks på norsk for drift av anlegget. Instruksen må angi hvordan alle drifts- og vedlikeholdsrutiner skal gjennomføres, blant annet en nøyaktig beskrivelse av hvordan UV-lampene skal skiftes og hvordan rengjøringen skal foretas. Nødvendige reservedeler må også være tilgjengelige, for eksempel UV-lamper (komplett sett), kvartsrør med pakninger, relé for UV-lamper, sikringer, tennsatser og pærer for signallys og reserveutstyr for UV-intensitetsmåler og alarmfunksjon.

D.3.3.7 Dannelse av biprodukter

UV-lys kan endre karakteren til enkelte stoffer i vann ved at de oksideres. Forsøk har vist at det kan dannes små mengder skadelige biprodukter når vann med høyt innhold av organisk karbon eller nitrat bestråles med høye UV-doser fra mellomtrykks UV-lamper, mens tilsvarende effekt ikke ble funnet for lavtrykks UV-lamper (7 og 8). I Sverige har man påvist at det oppstår ubehagelig lukt når vann fra Mälaren utsettes for høye UV-doser fra mellomtrykks UV-lamper (9).

Det er likevel viktig å påpeke at mengdene av biprodukter som dannes ved bruk av UV er svært lave, og det er derfor lite sannsynlig at dette i praksis kan få noen helsemessig betydning. Men dersom vannet inneholder mer organisk karbon eller andre stoffer enn drikkevannsforskriften tillater, bør desinfeksjonstrinnet plasseres etter at disse stoffene er fjernet ved vannbehandling. Siden det foreligger få undersøkelser av hva som skjer hvis man UV-bestråler klorert vann, anbefales det at UV-anlegget plasseres først når UV og klor benyttes i serie.

D.3.3.8 Referanser

1. Krogh, T. og Andersen, E.: Klorering av drikkevann – er det godt nok? Nytt fra folkehelseinstituttet vol. 2, nr 17, 2003
2. Folkehelseinstituttet 1989: B5 Desinfeksjon av drikkevann Ultrafiolett bestråling. ISBN 82-7364-035-3.
3. USEPA. Ultraviolet Disinfection Guidance Manual. EPA 815-D-03-007. Utkast juni 2003.
4. Le Chevallier, M.W. and Au, K-K 2004. IWA Publishing på vegne av WHO. London.
5. Thurston-Enriquez J.A. m.fl 2003. Inactivation of Feline Calicivirus and Adenovirus Type 40 by UV Radiation. Applied and Environmental Microbiology. Vol. 69, No. 1. American Society for Microbiology.
6. Østerriksk ÖNORM M5873 og tysk standard DVGW Arbeitsblatt W294

7. Haider, T. m.fl. Evaluation of genotoxic and mutagenic effects in drinking water samples treated with medium pressure and low pressure UV-lamps. International Congress on Ultraviolet Technologies (IUVA). Wien. Østerrike 2003.
8. Ijpelaar G.F., van der Veer A.J., Medema G.J. and Kruithof J.C.: By-product formation during ultraviolet disinfection of a pre-treated surface water. International Congress on Ultraviolet Technologies (IUVA). Wien. Østerrike 2003.
9. Aleljung, P. m.fl. Inte bara fördelar med UV-ljus. Svensk Vatten Nr. 4 2003.

D.3.4 Desinfeksjon ved ozonering

Ozon, O₃, ble først oppdaget av Martinus van Marum i 1783 og fikk sitt navn av Christian F. Schönbein i 1840. Den første ozongeneratoren ble produsert av Siemens i 1857, men ozon ble først tatt i bruk for desinfeksjon av drikkevann i Nederland i 1893.

Ozonering har i mange europeiske land samt i USA i de senere år blitt fremhevet som det viktigste alternativet til klor, men interessen for ozon i de skandinaviske land har så langt vært liten. Vi har liten erfaring i Norge med ozon som desinfeksjonsmiddel, selv om det har vært introdusert som mer effektivt enn klor, spesielt overfor parasitter som *Cryptosporidium* og *Giardia*. Høye investerings- og driftskostnader samt begroingsproblemer på ledningsnettet, på grunn av delvis nedbrutte humusforbindelser, er mye av forklaringen på at ozon er lite brukt i Norge. Utnyttelse av ozons kraftig oksiderende egenskaper til f.eks. å oksidere jern eller mangan i vannet, fjerne organisk stoff i kombinasjon med en bioreaktor eller fjerne lukt og smak på vannet vil imidlertid gjøre det mer fordelaktig også å benytte ozon som desinfeksjonsmiddel.

Viktige forhold vedrørende ozon som desinfeksjonsmiddel:

- Inaktiveringseffekten er generelt noe høyere med ozon enn med klor men lavere enn med UV-stråling
- Ozon har bedre desinfeksjonseffekt overfor parasitter enn klor men dårligere enn UV-stråling, spesielt ved lave vanntemperaturer
- Ozonanlegg stiller strenge sikkerhetskrav
- Dersom det er klorid eller bromid i vannet vil det bli dannet klorerte eller bromerte biprodukter, hvorav bromat er den helsemessig mest betenkelige

De ovennevnte forhold vil bli nærmere beskrevet i de etterfølgende kapitler.

D.3.4.1 Hva er ozonering

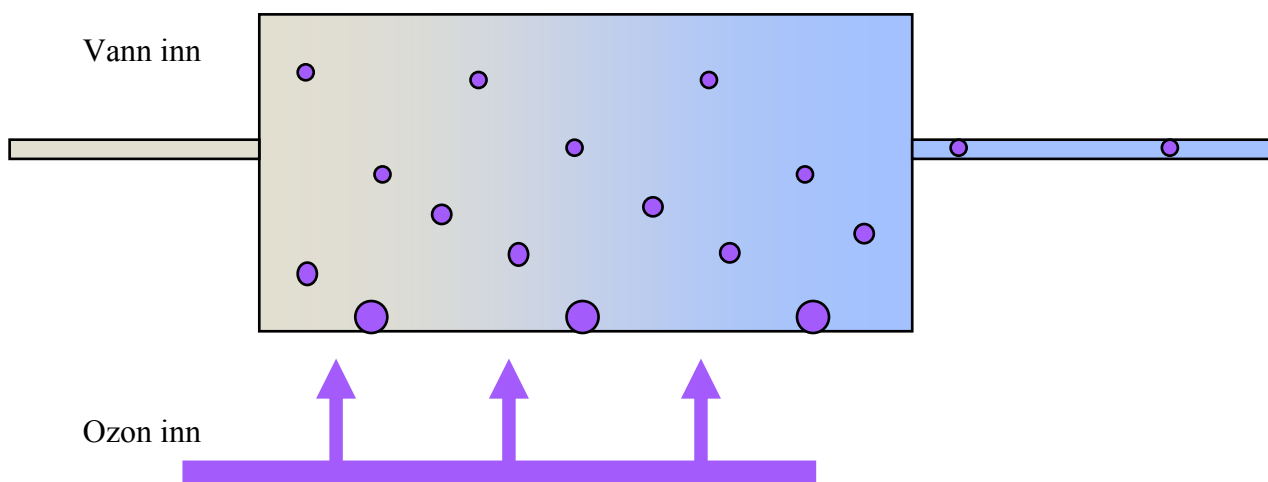
Ozon, O₃, er en gass som fremstilles på stedet der den skal brukes. Normalt skjer produksjonen ved en høyspent elektrisk utladning i en ozongenerator, med luft eller oksygen som utgangspunkt. Ozon kan også fremstilles ved UV-bestråling av luft (bølgelengde rundt 185 nanometer). Fremstilling av ozon krever en betydelig mengde energi.

Det tekniske anlegget er relativt komplisert, men driften er forholdsvis enkel.

Et ozoneringsanlegg består normalt av:

- Kompressor for luft eller oksygen
- Tørkeutstyr (for luften)
- Ozongenerator
- Reaksjons-/kontaktkammer (ozoneringskammer)

Figur D.3.4.1. viser en skjematisk fremstilling av et reaksjons-/kontaktkammer.



Figur D.3.4.1. Skjematisk illustrasjon av et reaksjons-/kontaktkammer for ozon.

I tillegg er det som regel behov for et system som tar hånd om den overflødige ozongassen som driver av i eller etter ozoneringskammeret. Dette kan f. eks. være et anlegg for destruksjon (der ozonet konverteres tilbake til oksygen før utslipp til atmosfæren) eller et system for resirkulering av den ozonrike gassen.

Oksideringen av forbindelser i vannet vil kunne skje direkte på grunn av molekylært ozon ($O_{3(aq)}$) eller indirekte på grunn av hydroksyl-radikaler (OH) dannet under oppløsningen av ozon i vannet. Ved lav pH-verdi i vannet (sure betingelser) vil direkte oksidasjon være den dominerende reaksjonsformen. Under betingelser som favoriserer dannelsen av frie hydroksyl-radikaler, som for eksempel høy pH eller at vannet utsettes for UV-lys, vil indirekte oksidasjon være dominerende.

Der ozonering utgjør ett av flere behandlingstrinn på et vannverk, vil vurdering av råvannskvalitet, inkludert vannets turbiditet og ozon-behov, gi indikasjon på hvor og hvordan ozonbehandlingen skal utføres. Ved å plassere et ozoneringsanlegg nedstrøms enheter for partikkelfjerning vil vannets ozon-behov og dannelsen av biprodukter bli redusert. Fordelen ved å gjennomføre ozonering oppstrøms filtrering er at biodegraderbare organiske produkter dannet under ozoneringen kan fjernes ved hjelp av biologisk aktivitet i filtrene.

Ozon er et meget kraftig oksidasjonsmiddel, og effektivt desinfeksjonsmiddel. Umiddelbart etter at ozon-gassen er tilført vannet vil det løste ozonet reagere med organiske og uorganiske komponenter i vannet, inkludert eventuelle patogene (sykdomsfremkallende) organismer. Ozon har en sterk drepende/ødeleggende effekt på en rekke patogene organismer, deriblant bakterier, protozoer og virus. Ozon synes å ødelegge bakterienes membran og forstyrre enzym-aktiviteten i bakteriene. Når det gjelder virus angriper ozonet proteinkappen og inaktiverer arvestoffene. Protozoer synes også å få sine celle-membraner ødelagt.

Man får ingen "ozon-rest" som virker over tid i vannet når dette forlater vannbehandlingsanlegget, og bruk av ozon som desinfeksjonsmiddel gir derfor ingen desinfiserende effekt ute på ledningsnettet.

En oversikt over noen fordeler og ulemper ved bruk av ozon er gitt i tabell D.3.4.1.

Tabell D.3.4.1. Fordeler og ulemper ved bruk av ozon

Fordeler	Ulemper
Kraftig desinfeksjonseffekt over stort temperatur- og pH-område	Ikke-selektiv oksidant
Kraftig oksidasjonsmiddel	Kan gi slamproblemer (begroing i ledninger)
Ingen kjemikalietransport	Kan gi skadelige biprodukter (klorerte og bromerte forbindelser, bromater)
	Høye kapitalkostnader
	Helse- og eksplosjonsfarlig gass
	Streng sikkerhetskrav

Da ozon er et svært kraftig oksidasjonsmiddel og kan gjøre organisk stoff "lettere spiselig" for bakterier, har mange rapportert om problemer med slamdannelse på ledningsnettet ved bruk av ozon. På denne bakgrunn har US EPA (1) gitt følgende retningslinjer for bruk av ozon:

- Distribusjonssystemet må være godt rengjort og ha lite lekkasje.
- Oppløst organisk karbon må ligge $<0,2$ mg/l.
- Ammoniakk må ikke forekomme i vannet.
- Vanntemperaturen må være lav.
- Vannets oppholdstid i distribusjonssystemet må være kort (<1 dag).
- pH bør være lav (for å begrense dannelsen av bromat)

Ved ozonering av humusvann vil det være behov for etterfølgende behandling som for eksempel aktivt karbon adsorpsjon av organisk stoff eller en bioreaktor for å hindre økt begroing i ledningsnettet.

D.3.4.2 Hensyn som er viktige for å sikre tilstrekkelig desinfeksjon

Den desinfiserende virkningen er svært rask, slik at korte kontakttider i de fleste tilfeller er tilstrekkelig for god desinfeksjonseffekt. Ozonkonsentrasjonen må imidlertid over en viss terskelverdi (vannets ozonbehov) før man får noen registrerbar virkning. Ulike mikroorganismer har ulik sensitivitet overfor ozon. Forsøk har vist at ozon på vektbasis har omtrent samme desinfiserende effekt overfor bakterier som klor, mens effekten overfor virus, bakteriesporer og parasitter er bedre enn for klor.

Desinfeksjonseffektiviteten for ozon er, som for alle desinfeksjonsmidler, en funksjon av produktet av dose og kontaktid. Dette produktet brukes ved dimensjonering av ozoneringsanlegg, og kalles inaktiveringsdose eller **C*t-verdi** (concentration*time), og skrives gjerne **Ct** eller også CT. Imidlertid er det slik at ozonet forbrukes hele tiden og konsentrasjonen av ozon endres over tid. Inaktiveringsdosen Ct er derfor ingen konstant verdi.

Når en opererer med begrepet Ct-verdi er det ikke likegyldig hvor stor del av produktet ozon-konsentrasjonen C og/eller kontaktiden t utgjør. Produktet Ct er bestemt i den grad at det trolig finnes en minimumsdose og/eller minimum kontaktid som ikke kan underskrides dersom man skal oppnå tilfredsstillende desinfeksjonseffekt. Disse minimumsgrensene er ikke tilstrekkelig kartlagt per idag.

Graden av inaktivering av en eller flere forskjellige mikroorganismer er avhengig av Ct-verdien, og ved dimensjonering av ozoneringsanlegg må det bl.a. tas hensyn til vannets ozon-behov, vanntemperaturen og oppholdstiden i reaksjonskammeret. Graden av reduksjon omtales gjerne som log-reduksjon, det vil si reduksjon i en logaritmisk skala. Sammenhengen mellom log-reduksjon og prosentvis reduksjon for enkelte verdier er vist i tabell D.3.4.2.

Tabell D.3.4.2. Sammenhengen mellom $\log_{10}$ -reduksjon og prosentvis reduksjon

Prosent reduksjon	99,999 %	99,99 %	99,9 %	99,7 %	99 %	97 %	90 %	70 %
Log-reduksjon	5 log	4 log	3 log	2,5 log	2 log	1,5 log	1 log	0,5 log

Ozon er svært effektivt overfor bakterier. Studier omtalt av US EPA (2) har bl.a. vist at innholdet av *E. coli* ble redusert med 4 log, det vil si en reduksjon på 99,99 %, ved en kontaktid på under 1 minutt, en rest-ozon-konsentrasjon på 9 µg/l og en vanntemperatur på 12 °C. For andre bakterier vil samme grad av reduksjon som regel kreve andre C*t-verdier. Sporeformen av bakterier (innkapslet hvilestadium) er alltid mye mer motstandsdyktig mot ozon enn den vegetative ("aktive") formen, men også bakteriesporer, som sporeformen av *Clostridium perfringens*, ødelegges ved relativt lave ozon-nivåer.

Virus er mer resistente overfor ozon enn bakterier, men mindre motstandsdyktige enn bakteriesporer.

Ozonering er en desinfeksjonsmetode som også er effektiv overfor hvilestadier (oocyste/cyste) av parasitter som *Cryptosporidium parvum* og *Giardia intestinalis*. *Cryptosporidium*-oocyster er mer motstandsdyktige overfor ozon enn *Giardia*-cyster. Det vil derfor være stor forskjell i nødvendig Ct-verdi for de to organismene. AWWARF (3) angir at for å oppnå 3 log reduksjon av *Cryptosporidium* kreves bortimot 10 ganger høyere dose enn for tilsvarende reduksjon av *Giardia* ved en vanntemperatur på 3 °C. I forsøkene (3) var nødvendig Ct-verdi for 3 log reduksjon av *Cryptosporidium* 140 (14 mg/l O₃*10 min) og for *Giardia* 15 (1,9 mg/l O₃*8 min).

I november 2001 kom US EPA (4) med nye anbefalinger for beregning av Ct-verdier for inaktivering av *Cryptosporidium parvum*. Følgende formel benyttes av US EPA:

$$\text{Log}_{10}(I) = k * (1,10)^{\text{Temp}} * Ct$$

der

$\text{Log}_{10}(I)$ = inaktiveringseffekt/log-reduksjon

k = konstant, avhengig av spredning av måledata innenfor et bestemt område rundt middelerdien

k = 0,035 når 75 % av resultatene skal ligge innenfor området (konfidensnivå)

k = 0,051 når 50 % av resultatene skal ligge innenfor området (konfidensnivå)

US EPA anbefaler å bruke k = 0,035

Temp = vannets temperatur i °C

$$Ct = C_{\text{eff}} * t_{10},$$

der

$C_{\text{eff}} = (C_{\text{dose}} * C_{\text{ut}})^{0,5}$ = geometrisk middelerdi i reaksjonskammeret/kolonnen, avhengig av mengden ozon dosert før kolonnen og rest-konsentrasjonen av ozon i vann ut fra kolonnen

$t_{10} = 0,8 * t$ = kritisk oppholdstid (kontaktid) i reaksjonskammeret, og som er lavere enn teoretisk oppholdstid (t_{10} betyr den oppholdstiden som 10 % av vannmengden tillates å underskride)

Av ligningen for beregning av Ct-verdier ser en at graden av inaktivering, $\text{log}_{10}(I)$, kan økes ved å øke doseringen av ozon eller ved å øke oppholdstiden i reaksjonskammeret (øke kammer-/kolonnestørrelsen eller redusere gjennomstrømningshastigheten).

Reaktoren eller kolonnens utforming er veldig viktig når det gjelder bestemmelsen av kontaktid, og dermed den log-reduksjon som oppnås ved en bestemt dose Ct.

Da *Cryptosporidium parvum* er den mikroorganismen som er mest resistent overfor ozonering, vil en Ct-verdi som tilfredsstiller et krav til for eksempel 2-log reduksjon av denne parasitten også medføre inaktivering av bakterier, virus og bakteriesporer.

US EPA (4) anbefaler en nødvendig Ct-verdi for 2-log reduksjon av *Cryptosporidium* avhengig av om vannverket måler både ozon-dose og ozon-rest, det vil si om de kan beregne middelveien (den såkalte C_{eff}), eller bare ozon-rest, kalt C_{ut} , etter endt kontakttid. Tabell D.3.4.3 viser forskjellen i nødvendig Ct-verdi for de 2 alternativene.

Tabell D 3.4.3 Ct-verdier for 2-log reduksjon av *Cryptosporidium* (4).

Parametre som måles	Vanntemperatur	Nødvendig Ct-verdi
Ozon-rest	1 °C	Ct = 51,2 (C = C_{ut})
Ozon-rest	2 °C	Ct = 46,6 (C = C_{ut})
Tilsatt mengde ozon (dose) Ozon-rest	2 °C	Ct = 63,4 (C = C_{eff})

Legg merke til at det er forskjellige C-verdier som brukes, C_{eff} og C_{ut} , og de kan derfor ikke sammenliknes.

Dersom ozonering skal aksepteres som en hygienisk barriere mot *Cryptosporidium*, *Giardia* og bakteriesporer i Norge er det i veilederen til Drikkevannsforskriften (5) satt krav om at rest-ozon i vannet bør være minst 5 mg/l O_3 etter minimum 10 minutters kontakttid.

Dette tilsvarer en $C \cdot t$ -verdi på 50 (ozonrest * tid), og skal gi minimum 2-log reduksjon (en inaktivering på 99 %). Som tidligere beskrevet er det imidlertid ikke likegyldig hvor stor andel av Ct-verdien konsentrasjonen og/eller kontakttiden utgjør. Når vi opererer med en %-vis reduksjon på 99 som tilfredsstillende for parasitter er det fordi vi i Norge normalt har lavt innhold av disse mikroorganismene i vannet. Dersom forekomsten av parasitter i norske vannkilder skulle øke betraktelig, vil kravet til fjerning måtte innskjerpes.

Dersom vannet ikke inneholder parasitter (eller bakteriesporer), vil en rest-ozon i vannet på minst 0,2 mg/l O_3 etter minimum 10 minutter kontakttid være en hygienisk barriere overfor bakterier og virus ($Ct = 2$). Dette skal sikre minimum 3-log reduksjon (99,9 % inaktivering) av disse mikroorganismene.

D.3.4.3 Vannkvalitetens betydning for den desinfiserende virkningen

Det såkalte ozon-behovet i vannet er blant annet knyttet til:

- reaksjoner med naturlig organisk materiale (NOM) i vannet, som gir dannelse av organiske forbindelser som generelt er lettere tilgjengelig for biologisk nedbrytning

- oksidasjon av bromid-ion, som kan medføre dannelse av flere bromerte forbindelser, deriblant bromat (se kapittel D.4.5 om dannelse av biprodukter)

Dekomponeringen av ozon i vannet er avhengig av temperatur og pH-verdi, samt konsentrasjonen av løst organisk stoff og innholdet av uorganiske bestanddeler. Som beskrevet tidligere er Ct-verdien avgjørende for desinfeksjons-effektiviteten.

pH-verdi

US EPA (2) har bl.a. beskrevet at endringer i desinfeksjons-effekt med varierende pH trolig skyldes at dekomponeringen av ozon er avhengig av vannets pH-verdi. Ozon dekomponerer raskere i vandige løsninger med høy pH og danner forskjellige typer oksidanter med forskjellig reaktivitet overfor forskjellige mikroorganismer.

Rask dekomponering av ozon medfører raskere reduksjon av Ct-verdien, som er den kritiske faktor når det gjelder desinfeksjons-effektiviteten. Faktorer som akselererer dekomponeringen av ozon er derfor uønsket, fordi det da må tilføres enda mer ozon, som igjen medfører økte kostnader. Dette indikerer at det er mer gunstig med lav enn høy pH-verdi. pH vil for øvrig synke noe som følge av tilsetningen av ozon.

Desinfeksjonseffekten med hensyn til *Cryptosporidium parvum* avtar klart med økende pH, og AWWARF (3) anbefaler pH < 6,5.

Temperatur

I følge EPA (2) har studier vist at temperaturen ikke synes å påvirke desinfeksjons-graden for bakterier i nevneverdig grad.

Andre studier har vist at effekten av ozon som desinfeksjonsmiddel overfor parasitt-cyster klart avtar med avtagende temperatur. Ifølge AWWARF (3) må Ct-verdien dobles dersom temperaturen går ned med 10 °C når det gjelder inaktivering av *Giardia*. For inaktivering av *Cryptosporidium* hevdes det at Ct-verdien må ganges med 4,5 ved en temperaturnedgang på 10 °C.

Suspendert materiale

AWWARF (3) konkluderer med at desinfeksjonseffekten overfor parasitt-cyster også påvirkes av turbiditeten på vannet.

Andre undersøkelser (2) viste ingen reduksjon av desinfeksjonsgraden for utvalgte bakterier og virus når turbiditeten økte fra 1 og opp til 5 NTU (Nefelometric Turbidity Unit).

D.3.4.4 Bruksmessige hensyn

Ozon foreligger som en gass ved romtemperatur, og gassen er svært korrosiv og giftig. Gassen er fargeløs, men har en stikkende lukt som kan kjennes i så lave konsentrasjoner som 0,02 til 0,05 ppm (parts per million). Disse konsentrasjonene er så lave at de ikke har helsemessig betydning.

Arbeidstilsynet har i sin ”Veiledning om administrative normer for forurensning i arbeidsatmosfære 2003” satt en grenseverdi på 0,1 ppm eller 0,2 mg/m³ for eksponering i arbeidsmiljø. Normen angir høyeste akseptable gjennomsnittskonsentrasjon over en 8-timers arbeidsdag.

Som tidligere beskrevet er ozon en gass som fremstilles der den skal brukes, med utgangspunkt i luft eller oksygen. Ved lagring av gassflasker med flytende oksygen stilles det krav til lagring og brannvern. Opplysninger om hvilke lover, forskrifter og regler som gjelder for transport og lagring av flytende oksygen kan bl.a. fås ved henvendelse til Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap.

Alle de enheter i et vannverk som vil være i kontakt med ozon, bør være produsert i et ozon-resistent materiale. Ozon-resistent materiale inkluderer bl.a. spesielle typer rustfritt stål (300-serien), betong, teflon, glass og andre typer keramiske materialer.

Et ozoneringsanlegg bør av sikkerhetsmessige grunner helst isoleres fra resten av anlegget, med egne rom med separat inngang, separat oppvarming/kjøling og ventilasjon, gassdetektorer etc.

D.3.4.5 Dannelse av biprodukter

De kjemiske desinfeksjonsmidlene, klor og ozon, er kraftige oksidasjonsmidler som kan reagere med naturlig organisk materiale (NOM) i vannet, blant annet humus, og forårsake dannelse av en rekke desinfeksjonsbiprodukter (DBP), herunder lukt- og smakskomponenter. Noen av biproduktene kan ha helsebetenkelige effekter.

Ved ozonering av drikkevannet kan det dannes en lang rekke biprodukter ved nedbryting av NOM, blant annet aldehyder, karbonylforbindelser og karbonsyrer. Lavmolekylære nedbrytingsprodukter av NOM vil kunne tjene som næringsgrunnlag for mikroorganismer og føre til bakterievekst og slamdannelse i ledningsnettet.

Dersom vannet inneholder bromid (Br⁻), kan det dannes bromerte forbindelser og bromat (BrO₃⁻) i relativt høye konsentrasjoner. Bromat er karakterisert som en mulig karsinogen (kreftfremkallende) og sannsynligvis gentoksisk forbindelse. Bromat kan trolig dannes i mindre grad også ved klorering av drikkevann dersom vannet inneholder bromid.

Bromid finnes i sjøvann og i grunnvann som er påvirket av gamle saltavsetninger i grunnen. I kystnære strøk, der sjøvann vil drives innover land med vinden, vil det også kunne finnes bromid i saltpåvirkede ferskvannskilder.

Vann som inneholder mindre enn 2 – 3 mg/l klorid (Cl⁻) vil vanligvis inneholde mindre enn 10 µg/l bromid (Br⁻), og der innholdet av klorid er høyere enn 2 – 3 mg/l, vil innholdet av bromid i snitt utgjøre 3 – 8 ‰ (promille = tusendel). Tallene er beregnet ut fra bakgrunnsdata i NGU-rapport nr. 85.207 (9).

Dannelsen av bromat øker bl.a. med økende pH-verdi, økende innhold av bromid, økende temperatur og økende alkalitet (2,3,6,7,8). Ved lav pH kan det imidlertid dannes bromerte trihalometaner.

Det antas at under ugunstige forhold, ved for eksempel høy pH og alkalitet, vil opptil 70 % av bromid-innholdet kunne omdannes til bromat, mens omdannelsen trolig vil kunne komme ned i under 10 % ved gunstige forhold. I Norge vil råvannet gjerne ha lav pH-verdi (<7), lav alkalitet og, i store perioder av året, lav temperatur, og dette hemmer dannelsen av bromat.

I veilederen til drikkevannsforskriften (5) er det anført at dersom råvannet inneholder mer bromid enn 50 µg/l, må dannelsen av bromat ved ozonering av vannet tas i betraktning. I drikkevannsforskriften (5) er grenseverdien for bromat satt til 5 µg/l. Dette gir en risiko på tilnærmet $1,67 \cdot 10^{-5}$, som betyr at det er sannsynlig at 5 personer av 300 000 utvikler sykdom dersom alle personene drikker 2 liter vann hver dag i 70 år.

For at det skal kunne dannes desinfeksjonsbiprodukter, DBP, må det altså foreligge materiale som oksideres i kontakt med ozon, vannet inneholder med andre ord forløpere til DBP. Effekten av ozon når det gjelder oksidering av disse forløperne synes å være avhengig av ozon-dose, pH, alkalitet og typen organisk materiale som finnes i vannet. Der vannet ozoneres før det kloreres, vil ozonering ved lav pH kunne ødelegge forløpere til klorerte biprodukter, men over en viss pH-verdi vil en kunne få en økning i innholdet av forløpere til klorerte biprodukter.

For å redusere dannelsen av uønskede desinfeksjonsbiprodukter skal dosen av ozon eller klor ikke være høyere enn nødvendig for å sikre et hygienisk trygt drikkevann. Videre skal nivået av vannets innhold av organisk materiale reduseres så mye som mulig på forhånd gjennom egnede rensemetoder. Det vises i den sammenheng til de krav som er stilt i drikkevannsforskriften (5), bl.a. grenseverdi for fargetall i rentvannet (20 mg/l Pt).

D.3.4.6 Referanser

1. United States Environmental Protection Agency (US EPA): Drinking Water Regulations and Health Advisories, May 1994
2. United States Environmental Protection Agency (US EPA): Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual, April 1999
3. American Water Works Association Research Foundation (AWWARF): Eds. Oppenheimer, J.A. et. al.; Evaluation of *Cryptosporidium* Inactivation in Natural Waters, 2000, ISBN 1-58321-027-x
4. United States Environmental Protection Agency (US EPA): Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule, November 2001
5. Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften), gjeldende fra 01.01.2002, med veileder
6. United States Environmental Protection Agency (US EPA): Controlling Disinfection By-Products and Microbial Contaminants in Drinking Water, December 2001

7. Ozone Science & Engineering, Vol. 22, pp 487-499, 2000: Bromate Formation during Ozonation of Bromide Containing Drinking Water – a Pilot Scale Study
8. Vannforsyning og drikkevannskvalitet, 9. – 10. januar 2002: Professor H. Ødegaard, NTNU og forsker E. Melin, SINTEF; ”Ozon og biofiltrering”
9. Norges geologiske undersøkelse, rapport nr. 85.207: Flaten, T. P.; ”Drikkevann i Norge – en landsomfattende undersøkelse av geografiske variasjoner i kjemisk sammensetning”

D.3.5 Koagulering og filtrering som hygienisk barriere

Koagulering innebærer at vann tilsettes kjemikalier for at ørsmå partikler, humus og andre stoffer skal gå sammen til større partikler (koagulere) slik at de felles ut, og de utfelte partiklene kan deretter fjernes i et filter, eventuelt etter først å ha passert et basseng hvor mye av partiklene kan synke til bunns (sedimentasjon) eller tvinges til å flyte opp ved hjelp av luftbobler (flotasjon). Dette beskrives nærmere i kapittel D.4.2. Metoden brukes først og fremst for å redusere vannets turbiditet (partikkelinnhold) og farge, men den kan også brukes som hygienisk barriere mot en rekke stoffer som har en overflateladning som gjør at de koagulerer og felles ut sammen med koaguleringsmiddelet. Det må gjøres en vurdering av om koagulering og filtrering er en egnet metode i hvert enkelt tilfelle. Effekten av denne behandlingen er svært avhengig av helt optimal drift til enhver tid, og i praksis vil den derfor ikke kunne regnes å være like sikker som desinfeksjon og membranfiltrering. Vurdert som et ledd i et system av barrierer vil man sammen med en god nok vannkilde til sammen kunne oppnå én hygienisk barriere (se kapittel A.1.2 om hygieniske barrierer).

Der det ikke er mulig å oppnå en fullverdig første barriere mot mikrober gjennom kildesikringstiltak alene, aksepteres koagulering og filtrering sammen med kildesikringstiltakene som den første av to barrierer mot mikrober, og denne barrieren må alltid etterfølges av desinfeksjon. Under helt optimale forhold vil koagulering og filtrering kunne oppfylle kravet i veilederen til Drikkevannsforskriften (1) om minimum 99,9 % fjerning av bakterier og virus og 99 % fjerning av parasitter. Men i praksis er det en rekke hendelser knyttet til driften som i perioder vil føre til at resultatet blir dårligere, for eksempel utilfredsstillende koagulering, at filteret settes i drift før det gir tilfredsstillende vannkvalitet (for kort modningstid), at det skjer lekkasje (for eksempel gjennom ganger i filteret), at filteret blir mettet (gjennombrudd etter for lang driftstid), eller at driften er ustabil grunnet variasjoner i vannkvalitet eller filtreringshastighet. Gjennomsnittlig virkning vil derfor ofte ligge på under 95 % for fjerning av mikrober, andre partikler eller kjemiske stoffer som ellers kunnet vært fjernet. Dette beskrives nærmere i kapittel D.4.2.

Selv om effekten i forhold til mikrober i perioder er under 99 %, vil koagulering og filtrering kunne inngå som en hovedkomponent i et multippelt barrieresystem. En forutsetning for dette er at råvannet har en stabil, god kvalitet, og de fleste steder i Norge har vi tilgang til slike gode råvannskilder. Som eksempel kan nevnes at koagulering og filtrering er akseptert som hygienisk barriere for drikkevann fra Glomma der hvor vanninntaket er plassert i god avstand fra utslipp fra avløpsanlegg og andre forurensningskilder. En annen forutsetning er at vannverket har tilstrekkelige rutiner for

drift og internkontroll, og følgende tabell angir i denne sammenheng de verdiene som ulike indikatorparametre må ligge innen (1):

Aluminium	Milligram/l Al	< 0,15	Når aluminium benyttes som koaguleringsmiddel. Helst <0,10
Jern	Milligram/l Fe	< 0,15	Når jern benyttes som koaguleringsmiddel. Helst <0,10
Farge	Milligram/l Pt	< 10	Ved Al eller Fe koagulering bør verdien normalt være < 5.
Totalt organisk karbon (TOC)	Milligram/l C	< 3,0	Skal i følge tabell 3 i forskriften måles når levert vannmengde er større enn 10 000 m ³ /døgn. Ved mindre vannmengder er det valgfritt om man vil måle TOC eller COD-Mn. Indikatorverdien er den samme, men enheten blir forskjellig.
Turbiditet	FNU	< 0,2	Gjelder utløp fra hvert enkelt filter. Parameteren bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig for hvert filter.
Partikkel-antall	Antall partikler fra 2-400 mikrometer/ml	< 500	Gjelder utløp fra hvert enkelt filter. Parameteren bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig for hvert filter.

D.3.5.1 Referanser

1. Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften) med veileder, Helsedepartementet, 04.12.2001

D.3.6 Membranfiltrering

Med membranfiltrering menes filtrering gjennom finporøse membraner med filteråpninger mindre enn 0,005 mm. De fleste anleggene som er bygget i Norge, er basert på at tilført vann strømmer langs membranen, slik at denne hele tiden spyles ren samtidig som det filtreres gjennom membranen (tverrstrømsfiltrering gjennom spiralmembraner). Denne membrantypen kan på grunn av konstruksjonen ikke tilbakespyles. Det finnes også hulfibermembranfiltre hvor alt vannet går gjennom membranen, og disse tilbakespyles ved behov. I løpet av produksjonsprosessen tilføres ikke kjemikalier eller andre fremmedstoffer til vannet. Permeat er betegnelsen på det filtrerte vannet, mens konsentrat er for tverrstrømsanlegg betegnelsen på vannfasen som ikke passerer membranen. Partikulært og oppløst materiale holdes tilbake på konsentratsiden av membranen mens vannet presses gjennom og forlater anlegget på permeatsiden. Det fraskilte materialet skylles ut på konsentratsiden. Se kap. D.4.5 for en grundigere beskrivelse av membranfiltreringsmetoden.

I veilederen til Drikkevannsforskriften (1) er det gitt en oversikt over vanlige behandlingsmetoder med tilhørende parametre, som kan fungere som hygienisk barriere (se kap. A.1.2 om hygieniske barrierer).

Disse parametrene fungerer som indikatorparametre for den angitte vannbehandlingsmetoden, og siden råvannskvalitet, dimensjonering, anleggsutførelse og drift vil være viktig for hvorvidt vannbehandlingen er en hygienisk barriere, er også ytelsen for bestemte parametre angitt:

Nominell ¹⁾ poreåpning	Nanometer = nm = 10 ⁻⁹ m	10	Hygienisk barriere overfor bakterier, parasitter, bakteriesporer og virus. Fjerner mange forskjellige stoffer. Tilsvarende en molvekt cut-off på 100 kiloDalton ²⁾ .
		100	Hygienisk barriere overfor større mikroorganismer som bakterier, bakteriesporer og parasitter.
		1 000	Hygienisk barriere overfor parasitter
Tverrstrøm	% gjenvinning	< 20	Rent vann ut i % av ubehandlet vann inn i en membran. Total gjenvinning kan økes ved resirkulering over samme membran eller ved seriekobling av flere membraner.
Kontroll av membraner			Rask økning i partikkelinnhold (event. Turbiditet) eller farge/TOC ³⁾ på ett trykkrør indikerer feil på dette røret (feil i membraner eller pakninger). Telling av partikler i størrelsesorden 2 – 400 µm eller turbiditet kan benyttes som kontinuerlig overvåkingsindikator.

¹⁾: At en membran har poreåpning 10 nm betyr ikke at alle porene har denne diameteren, det vil alltid finnes makroporer

²⁾: Dalton er et mål for molekylvekt

³⁾: Totalt organisk karbon

Det er i veilederen videre anført at den enkelte vannbehandlingsmetode bør inaktivere bakterier og virus med minimum 99,9 % (3-log) og eventuelle parasitter med 99 % (2-log), for å bli betraktet som en hygienisk barriere.

De minste smittebærende mikroorganismer er virus, og disse har en diameter på ca. 20 nm. Normalt vil derfor en membran med poreåpning ≤ 20 nm gi en såkalt ”effektiv” reduksjon på 90 %. Siden kravet til inaktivering av virus er minimum 99,9 % må det derfor brukes en membran med en nominell porediameter på ≤10 nm. Dette tilsvarer en molvekt-cutoff (MWCO) på ca. 100 kD. Vi presiserer at dette ikke er eksakte verdier, det er en rekke forhold som vil kunne virke inn på separasjonen, deriblant type membran, vannets kjemiske sammensetning, driftsbetingelser osv.

Membraner for fargefjerning er gjerne tettere (porer < 5 nm) enn membraner for tilbakeholdelse av mikroorganismer.

Nanofiltrering (NF)-membraner anses for å være gode hygieniske barrierer pga. at poreåpningen hos NF-membraner er liten. Det fører til at selv de minste partikler, for eksempel virus, kan frasepareres. Disse membranene opereres imidlertid ved et relativt høyt driftstrykk, og det påvirker kostnadene. Mer åpne membraner, dvs. mikro (MF)- og ultra (UF)-membraner benyttes for å redusere innholdet av større partikler i drikkevann, og disse opererer da ved et lavere trykk (3). Det er altså størrelsen på membranenes poreåpninger som avgjør om membranene karakteriseres som nano-, ultra- eller mikro-membraner, men størrelsesområdene er ikke absolutt definerte, og grensen mellom nano- og ultra-membran, samt grensen mellom ultra- og mikro-membran, kan derfor være uklar. Dette betyr at man alltid må kontrollere hvilke poreåpninger som er spesifisert og garantert for membraner, to membraner som begge kalles ultra-membraner kan ha forskjellig maksimal poreåpning. I dette kapittelet brukes betegnelsen NF-membran om membraner med poreåpning i området 0,8 – 1,5 nm, mens en UF-membran vil ha poreåpninger i området 1,5 – 50 nm og en MF-membran i området 50 – 5 000 nm. Se for øvrig kap. D.4.5.1 om partikkelstørrelser og filtreringsdefinisjoner.

Basert på nominell porestørrelse for NF- og en del UF- membraner, skulle virus kunne bli helt eller nesten fullstendig fjernet ved hjelp av disse membranene. Små virus kan imidlertid passere gjennom både NF- og UF- membraner, bl.a. som følge av at membraner kan inneholde en del store porer (mye større enn membranens nominelle porediameter) som resultat av produksjonsprosessen (3).

I tillegg til den fysiske filtreringsprosessen er det to fenomen som er viktige for, og som bidrar til, virusfjerningen. Det ene er dannelsen av et filterkake-lag på membranoverflaten, og det andre er irreversibel dannelse av et biologisk beleg (biofouling). Begge disse fenomen er avhengige av vannkvaliteten, for eksempel vannets turbiditet og innhold av næringsstoff som gir opphav til mikrobiell vekst på membranen, og av hydrodynamiske forhold ved filtreringsprosessen (3).

Ved NTNU-Trondheim har det vært gjennomført et forskningsprosjekt for å undersøke muligheten for at ”åpne” (UF og MF) plastmembraner kan være en hygienisk barriere overfor virus i vann når vannet tilsettes koagulant/fellingskemikalium før det går inn på membranfiltreringsenheten (3). Bakteriofagen MS2 ble benyttet som modellvirus (diameter 23 nm). Bakteriofager er virus som har bakterier som vertsorganisme.

I prosjektet ble det benyttet to ulike hulfiber-membraner, én for ultrafiltrering med MWCO lik 30 kD og én for mikrofiltrering med nominell poreåpning 200 nm.

Når vannet ble tilsatt koagulant, ble virusinnholdet i vannet redusert med 6-7 log enheter (99,9999 – 99,99999 %) etter filtrering gjennom UF- eller MF-membraner, og filtrering gjennom MF-membraner var en like effektiv barriere som filtrering gjennom UF-membraner. De resultater som ble oppnådd i dette prosjektet, ble vurdert i forhold til den renseeffekten som kan oppnås ved koagulering og filtrering gjennom hurtigsandfilter (3). Renseeffekten for denne metoden er i de seneste retningslinjer fra WHO (Verdens Helseorganisasjon), oppgitt til 99,9 %, eller 3-logenheter (4).

Renseeffektene som ble oppnådd i forskningsprosjektet ved NTNU indikerer at UF- og MF-membranfiltrering i kombinasjon med pre-koagulering kan være en minst like effektiv hygienisk barriere som koagulering og hurtigsandfiltrering (3). Det er foreløpig ikke kjent hvor robust metoden er i forhold til varierende driftsforhold i et vannverk. For kombinasjonen koagulering og hurtigsandfiltrering vet vi at variasjoner i vannkvalitet, vanngjennomstrømning, spyleprosessvalg og driftsfaser mellom spylingene påvirker renseeffekten slik at det bare er under optimale forhold man kan klare å opprettholde en 99,9 % fjerning av bakterier og virus. Det må mer forskning og utprøving for å avdekke om liknende variasjoner i renseeffekt også gjelder for kombinasjonen koagulering og membranfiltrering.

Kun en virustype (MS2) ble brukt som testvirus i dette prosjektet. Det er kjent at effekten av koagulering varierer for ulike virustyper.

I tillegg til å velge membraner som fungerer etter hensikten, er det også svært viktig at membranfiltrerings-anleggene overvåkes og kontrolleres med hensyn på feil og defekter. Redusert tilbakeholdelse av bakterier og virus for slike membraner kan oppstå ved defekter i membranen og lekkasje i pakninger. Feil på membraner kan oppstå under produksjon, og skader kan oppstå under transport, lagring, oppakning og montering.

I store membranlegg finnes opptil flere tusen enkeltmembraner. En metode for å kontrollere om det har oppstått lekkasjer i anlegget er å analysere vannprøver fra seksjoner i anlegget med hensyn på fargetall. Dette kan indikere om det har oppstått feil i deler av anlegget. Det bør med andre ord være rikelig med prøvetakingssteder for rentvann i et membranlegg. Andre parametre som kan måles eller overvåkes er bakterier, konduktivitet, turbiditet, partikkeltetthet og UV-transmisjon. Noen av disse parametrene kan benyttes ved kontinuerlig overvåking/måling.

D.3.6.1 Referanser

1. Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften) med veileder, Helsedepartementet, 04.12.2001
2. Vannforsyning og drikkevannskvalitet; Thorsen, Th., SINTEF: "Membranfiltrering". Kursdagene ved NTNU, Trondheim, 9.-10. januar, 2002
3. Drikkevannsforskning 2000 - 2005; Fiksdal, L., NTNU: "Koagulering og UF/MF membranfiltrering – en hygienisk barriere?". Kursdagene ved NTNU 2005, Trondheim, 6.-7. januar, 2005
4. Verdens Helseorganisasjon, WHO: Guidelines for Drinking-Water Quality, 3rd ed. Vol 1. Recommendations, WHO, Geneva, 2004

D.3.7 Annet

D.3.7.1 Langsomfiltrering

Langsomfiltrering er en prosess hvor vannet passerer gjennom et sandfilter med lav hastighet, typiske hastigheter er 15-25 cm/time. Partikler i vannet avsetter seg i de

øverste 5-10 cm av filtermassen etter at filteret er modnet og det har dannet seg en ”filterhud”. I dette laget bygger det seg opp mye organisk materiale, og det etablerer derfor seg et rikt biologisk liv med bakterier, sopp og protozoer organismer som egner seg for et liv i et slikt miljø. Denne prosessen har av den grunn blitt kalt biologisk filtrering fordi de biologiske prosessene spiller en viktig rolle for rensingen når vannet passerer gjennom filtersanden med lav hastighet. Partikulært materiale fjernes, og innholdet av sykdomsfremkallende mikroorganismer reduseres, og organisk stoff absorberes og nedbrytes. Prosessen er enkel i drift og krever lite automatikk og utstyr, men den er meget plasskrevende. Et anlegg for 500 personer må dimensjoneres med en filterflate på ca 50 m², og dersom man skal kunne drive et slikt anlegg, må man ha minst to så store filtre slik at det ene kan tas ut av drift for nødvendig rutinevedlikehold. Prosessen kan være temperaturfølsom ved sterk frost, for eksempel kan deler av filterflaten fryse til.

Under drift blir filterhuden etter hvert så tett at vanngjennomstrømningen går for sakte til at filteret gir tilstrekkelig kapasitet. Da raker man godt rundt i det øverste laget (10-15 cm dybde) med en rive. Man får da en omstrukturering av det avsatte materialet, og filteret blir åpnere. Etter gjentatte sykluser med filtrering og raking, blir imidlertid filteret så tett, at det eneste som hjelper er å skrape vekk det øverste 15 cm dype laget. Siden filteret vanligvis er bygget med ca 1 meters sanddybde, kan man skrape vekk det til enhver tid øverste laget gjentatte ganger, før filteret må etterfylles med ny sand.

I likhet med koagulering og filtrering vil ikke langsomfiltrering kunne utgjøre en selvstendig hygienisk barriere, fordi det virker dårlig ved igangsetting av rengjorte eller nye filtre. Denne typen anlegg må derfor etterfølges av minst én annen og sikrere barriere.

Det er ingen vannverk i Norge i dag som anvender langsomfiltrering som hygienisk barriere.

D.3.7.2 Bruk av sølv

Desinfeksjon med sølvioner var en metode som først og fremst ble anvendt ved meget små vannforsyninger som for eksempel på offshore-installasjoner og på skip, eller der vann ble lagret over lengre tid. Sølv har også blitt nyttet som konserveringsmiddel for vann til omsetning samt i kran-filtre. Sølvionene ble tilsatt vannet ved dosering av sølvsalter eller ved elektrolytisk dosering. Nødvendig doseringsmengde er regnet å være 0,01 mg/l sølv, og nødvendig virketid minimum 2 timer før vannet er desinfisert.

Det er ikke kjent at offshore-installasjoner lenger benytter sølv som desinfeksjonsmiddel, og for tiden finnes det heller ingen sølvprodukter på det norske markedet som er godkjent som tilsetningsstoff i drikkevann (se kap.D.7 om vannbehandlingskemikalier).

Sølv er ikke særlig giftig, og kun en liten del av inntatt sølv synes å bli absorbert. Men når sølv først er absorbert, forblir det i vevene, særlig i huden hvor det kan felles ut i svart form. Sølv kan derfor gi flekkvis misfarging av hud, hår og negler på mennesker og varmblodige dyr (argyri).

I drikkevannsforskriften (2001) er det ikke satt noen grense for konsentrasjonen av sølv i norsk drikkevann. Dette fordi sølv ikke kan forekomme i drikkevann i konsentrasjoner som gjør det helsebetenkelig.

D.3.7.3 Bruk av jod

Jod har blant annet blitt brukt til nøddesinfeksjon av vann i felt. Jod er for tiden ikke tillatt brukt i Norge som desinfeksjonsmiddel for drikkevann (se kap.D.7 om vannbehandlingskjemikalier).

D.4 Humus – og turbiditetsfjerning

D.4.1 Generelt om humus – og turbiditetsfjerning

D.4.1.1 Hva er humus

Norsk vannforsyning er i stor grad basert på bruk av overflatevannkilder som innsjøer, tjern, elver og bekker. Dette er vannkilder som vil være preget av den påvirkning vannet har vært utsatt for fra det nådde jordoverflaten som nedbør, for eksempel fra jordsmonn og berggrunn. Typisk for norske vannkilder er et visst innhold av NOM (naturlig organisk materiale), inkludert humus eller fargestoffer som i hovedsak skyldes nedbrutt plantemateriale. Fargetall og partikkelinnhold vil gjerne øke etter sterke nedbør- og flomperioder, særlig i mindre vann og elver/bekker, og partikkelsammensetningen vil variere med årstidene. I drikkevannsforskriften (1) er det satt en grenseverdi for innhold av organisk stoff i form av totalt organisk karbon (TOC) på 5 mg/l C og et fargetall på 20 mg/l Pt, og en grenseverdi for turbiditet (partikkelinnhold) på 1 FNU ut fra vannbehandlingsanlegget (se kap. B.2 om vannkvalitet).

Det er mye snakk om klimaendringer og at vi her i Norge går mot et mildere klima med høyere gjennomsnittstemperatur over året og større nedbørsmengder i form av regn. Det har de siste årene blitt registrert en økning av fargetallet og innholdet av organisk materiale i flere norske overflatevannkilder. Det er observert samsvar mellom nedbør og fargetall i de innsjøer hvor slike sammenhenger er undersøkt, og mellom vannføring i elver og fargetall. Sammenhengen mellom temperatur og fargetall er mindre klar. Det kan se ut som om nedbør kan forklare mye av de kortvarige variasjonene, mens temperatur og andre faktorer kan ha betydning for de langvarige endringene som påvises (2).

Klimaendringene kan medføre både økt produksjon og økt tilførsel av NOM.

Følgende forhold kan medføre økt produksjon av organisk materiale:

- Høyere gjennomsnittstemperatur over året kan gi økt plantevekst, inkl. mer løvskog som gir mer organisk materiale til bakken (nedfall av løv)
- Økt temperatur medfører at nedbrytningen av plantemateriale skjer raskere
- Kortere frostperioder medfører mer nedbør som regn vinterstid, og økt fuktighet bidrar også til økt nedbrytning av organisk materiale

Følgende forhold kan medføre økt tilførsel av organisk materiale til overflatevann:

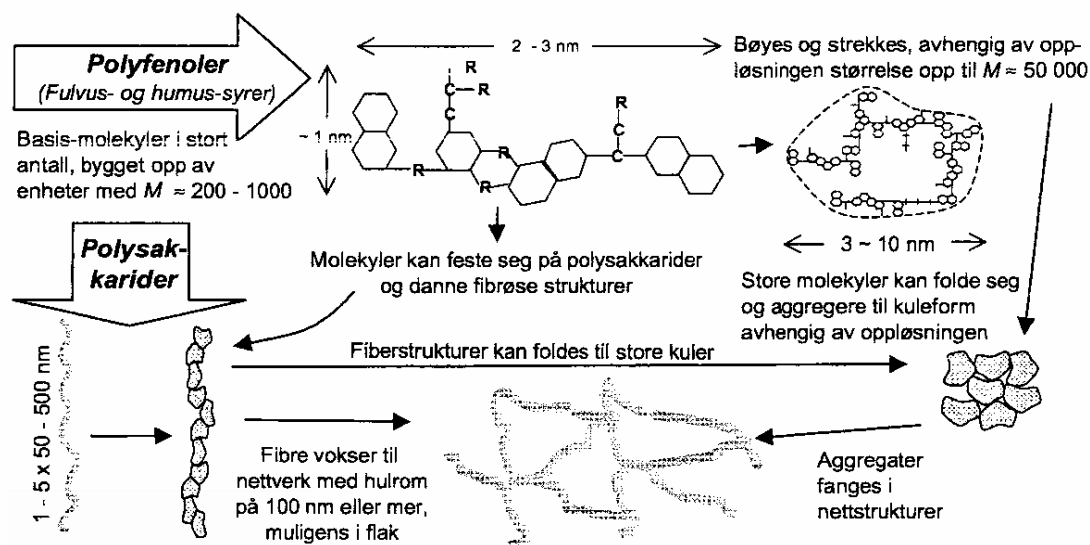
- Mer nedbør som regn gir økt avrenning på overflaten av bakken uten at vannet først trenger ned i jordsmonnet, og stoffer fra visne planter blir derfor i mindre grad nedbrutt før det vaskes ut i vannet
- Økt mengde nedbør kan gi høyere grunnvannsnivå som igjen kan medføre flere myr- og våtmarksområder
- Kortere frostperioder vinterstid og økt fuktighet bidrar også til økt utvasking av organisk materiale

I større innsjøer blir som hovedregel et drikkevannsinntak lagt under temperatursprangsjiktet (termoklinen) som danner seg i sjøene om sommeren (se kap. C.1.3.2 for nærmere beskrivelse av temperatursprangsjikt). Sprangsjiktet vil til en viss grad kunne beskytte de dypereliggende vannmassene mot tilførsel av forurensning sommerstid. Mildere klima med høyere vanntemperaturer vil også påvirke ”plasseringen” av temperatursprangsjiktet i en innsjø, samt den biologiske aktiviteten i vannet.

Humus er som nevnt nedbrutt plantemateriale, og består av mange forskjellige molekyler, bl.a. i sammensetning, størrelse og farge. Nedbrytningen av planter skjer kjemisk eller mikrobiologisk i de naturlige vannmassene, og humus foreligger på forskjellige nedbrytingsstadier. I et vann vil det normalt foreligge både ”unge” og ”gamle” humusmolekyler, avhengig av graden av nedbryting av plantematerialet. Mellomprodukter kan resyntetiseres til nye forbindelser, som igjen brytes ned via andre ruter, og resultatet av dette blir en kompleks blanding (3). Humusmolekylene størrelse er også avhengig av vannets egenskaper/karakter, og de kan i mange henseende betraktes som partikler. For eksempel kan det nevnes at partiklene gjerne er større i ”bløtt” vann (lavt innhold av kalsium og magnesium) enn i ”hardt” vann (4). Humuspartikler vil generelt ”klappe sammen” i mineralrikt vann (vann med høy ledningsevne). Se for øvrig kapittel B.2 og B.10 om vannkvalitet.

Flere undersøkelser over molekylvektsfordelinger for humus indikerer at det i ett og samme vann skjer endringer over året, med mer store partikler sent på våren når bakken tiner og avrenningen fra jordsmonnet starter (4). Deretter skjer det en forskyvning mot mindre partikler fram mot neste vår. Det finnes lokale variasjoner, men også mer generelle geografiske trender, for eksempel at det bløte vannet i Norge typisk har maksimale humuskonsentrasjoner når partiklene også er store.

Humuspartikler varierer i størrelse fra små molekyler mindre enn 1 nm (10^{-9} m) til synlige partikler større enn 1 μ m (10^{-6} m). De små partiklene er kuleformede, men humuspartiklene blir svært lange og tynne med økende størrelse, og partikler med en molekylvekt mellom 50 000 og 300 000 Dalton har fiberkarakter. Partikler med en molekylvekt over 300 000 Dalton har imidlertid trolig en romlig struktur bundet sammen av fibre som også kan fange opp små og mindre fibrøse enkeltpartikler (4). Figur D.4.1.1 viser en hypotese for oppbygging av typiske humuspartikler av ulik størrelse. Over hele størrelsesområdet kan partiklenes form og fysikalsk-kjemiske egenskaper variere. Farge er knyttet til partikler med molekylvekt større enn ca. 5 000 Dalton (4).



Figur D.4.1.1. Hypotese for oppbygging av typiske humusmolekyler av ulik størrelse (5).

Høyt innhold av humus i vannet kan gi følgende ulemper/problemer:

- Uestetisk farge (brunt vann)
- Uønsket lukt og smak
- Redusert effekt av desinfeksjonsanlegg
- Medføre dannelsen av uheldige biprodukter ved klorering
- Bidra til tilslamming og bakterievekst i ledningsnett

Den aller viktigste grunnen til å fjerne humus og turbiditet/partikkelinnhold er med tanke på å oppnå optimal desinfeksjon. Husk for øvrig at mikrober som virus, bakterier og parasitter også er partikler.

Behandlingsmetoder som koagulering/filtrering, membranfiltrering, langsamfiltrering og ozonering/biofiltrering er metoder som vil kunne kombinere humusfjerning og hygienisk barriereeffekt i forhold til mikrober. Ionebytte vil kunne fjerne farge, men vil ikke være noen hygienisk barriere.

D.4.1.2 Grunnlagsmateriale for dimensjonering av renseprosesser for fjerning av humus

Generelt

Som beskrevet ovenfor varierer innholdet av humus i en vannkilde over året. Det kan også være mer langsiktige endringer i vannkvalitet som utvikler seg over en årrekke. Ved dimensjonering av de ulike prosessene for fjerning av humus er det derfor nødvendig å ha god kjennskap både til de sykliske endringene på årsbasis og til de mer langsiktige utviklingstendenser. Høyt innhold av humus sammen med lav temperatur på vannet er vanligvis de vanskeligste forholdene som de ulike prosessene/skal fungere ved.

Råvannskvalitet

Dimensjonering av anlegg bør baseres på dårligste registrerte vannkvalitet over en årrekke, gjerne 2-3 år eller mer, men minimum ett år. Ofte vil humuskonsentrasjonen være høyest i lengre regnværsperioder om høsten, og det er derfor viktig å ta utgangspunkt i vannkvaliteten i slike kritiske perioder. Prøvetakingen bør gjøres i nærheten av inntakssted i råvannskilden.

Et undersøkelsesprogram for å vurdere aktuell humusfjerningsmetode bør som minimum omfatte følgende parametre (6):

- pH, alkalitet, kalsium
- turbiditet
- farge
- totalt organisk karbon, TOC (filtrert og ufiltrert prøve)
- UV-absorpsjon ved 254 nm (filtrert og ufiltrert prøve)
- jern, mangan
- temperatur
- bakteriologiske prøver

Ulike vannbehandlingsmetoder har forskjellig innvirkning på i hvilken grad renvannet vil kunne forårsake biologisk vekst i ledningsnett. Det forskes for tiden (1998) på noen råvannsanalysemetoder som kan gi innspill til valg av vannbehandlingsmetode i så henseende.

Undersøkelsesprogram for fullstendig kildeundersøkelse (innsjøer) bør omfatte følgende perioder (6):

- høst, under høstsirkulasjonen, helst i forbindelse med regnværsperioder
- slutten av vintersesongen, før isen går
- vår, i forbindelse med isgang og snøsmelting (vårsirkulasjonen)
- slutten av sommersesongen, i sommerstagnasjonsperioden, helst i tørrværsperiode

For elver og bekker bør man ha hyppigere prøver fordi vannkvaliteten vil variere i forhold til avrenningsforholdene. Minimum bør være månedlige prøver i et helt år, helst etter et på forhånd fastsatt program, men man må sikre seg å få med perioder med kraftig nedbør og/eller snøsmelting.

I tilfeller der vannverket skal utvides med nye prosesser for fjerning av humus, bør hyppige målinger av pH, temperatur, farge og turbiditet inkluderes i egenkontrollprogrammet så raskt som mulig, slik at dette kan inngå i dimensjoneringsgrunnlaget.

Uansett hvilken metode som skal benyttes for å fjerne humus, må det legges vekt på å innhente grunnlagsinformasjon om råvannet og tas hensyn til om denne vannbehandlingen også skal utgjøre en hygienisk barriere. Konsekvensene av å undervurdere betydningen av å gjennomføre forundersøkelser kan bli meget omfattende, i første rekke ved at behandlingsanlegget vil produsere vann med utilfredsstillende kvalitet i kritiske perioder (høyt humusinnhold, lav temperatur).

Dimensjonerende vannmengder

Prognosene for vannforbruk vil i hvert tilfelle være avgjørende for anleggets hydrauliske kapasitet. Normalt vil et anlegg dimensjoneres slik at renvannsbassenger har tilstrekkelig utjevningsskapasitet til å ta timevariasjoner i vannforbruk, slik at behandlingsanlegget kan dimensjoneres for midlere timeforbruk i maksimaldøgnet. I det etterfølgende gjelder derfor denne forutsetningen.

Renvannskvalitet

Drikkevannsforskriften (1) angir hvilke krav som stilles til renvannet. Drikkevannet skal når det stilles til disposisjon for brukeren være:

- hygienisk betryggende
- klart
- uten framtrædende lukt og smak eller farge
- ikke inneholde fysiske, kjemiske eller biologiske komponenter som kan medføre risiko for helseskade i vanlig bruk

Av dette følger blant annet at anlegget i alle perioder av året, ved dimensjonerende belastning, skal tilstrebe å produsere vann som tilfredsstiller kravene i drikkevannsforskriften (1).

Rensemetoder for fjerning av humus

I dette kapittelet omtales vannbehandlingsmetoder som kan fjerne partikler fra vannet. Flere av metodene vil ikke bare fjerne humus og andre partikler som bidrar til farge og turbiditet, men også kunne fjerne partikler som virus, bakterier og parasitter.

Det finnes 3 hovedprinsipper for fjerning av humuspartikler;

- 1) Membranfiltreringsprosesser, der partiklene stoppes/fjernes av en fysisk hindring, en membran, som ved filtrering av vannet gjennom en membran med poreåpning mindre enn partikkelstørrelsen.
- 2) Sorpsjonsprosesser, som ved ionebytte der uønskede partikler i form av ioner (elektrisk ladede partikler) byttes ut med andre ioner i en filtermasse (ionebyttemasse), eller adsorpsjon av uønsket materiale til et annet medium (for eksempel aktivert karbon).
- 3) Koaguleringsprosesser, der vannet tilsettes ett eller flere kjemikalier som medfører at de partiklene man ønsker å fjerne koagulerer og flokkulerer, dvs. at partikler slår seg sammen eller binder seg til hverandre og/eller andre partikler slik at det dannes store og sterke fnokker som kan atskilles fra vannet ved hjelp av sedimentering, flotasjon og/eller filtrering. Denne form for vannbehandling, som består av tilsetning av koaguleringskjemikalier for å danne store fnokker som kan separeres fra vannet, har gjerne blitt kalt kjemisk felling eller ”fullrensing”, men det betyr ikke full eller fullstendig rensing av vannet.

I kap. D.4 blir følgende vannbehandlingsmetoder for humus- og turbiditetsfjerning omtalt:

- Konvensjonell fullrensing (med flere trinn mellom kjemikalietilsats og filter)
- Direktefiltrering (koagulering, flokkulering og filtrering i samme trinn)
- Varianter av direktefiltreringsprosessen

- Membranfiltrering
- Ionebytte
- Ozonering og biofiltrering
- Andre metoder som langsamfiltrering, ozonering og adsorpsjon/absorpsjon

D.4.1.3 Referanser

1. Forskrift om vannforsyning og drikkevann (drikkevannsforskriften), Sosial- og helsedepartementet, 04.12.2001
2. Drikkevannsforskning 2000-2005; Liltved, H., NIVA: "Endringer i fargetall og organisk stoff i norske drikkevannskilder". Kursdagene ved NTNU 2005, Trondheim, 6.-7. januar, 2005
3. Stevenson, F.J.: "Humus Chemistry. Genesis, composition, reactions", 2nd ed.; John Wiley & Sons, Inc., New York 1994
4. Drikkevannsforskning mot år 2000: Thorsen, Th., SINTEF; "Fundamentale studier av membranfiltrering av humusvann". Kursdagene ved NTNU, Trondheim, 5.-7. januar, 2000
5. Vannforsyning og drikkevannskvalitet; Thorsen, Th., SINTEF: "Membranfiltrering". Kursdagene ved NTNU, Trondheim, 9.-10. januar, 2002
6. Statens institutt for folkehelse: Prosessløsninger for fjerning av humus. Rapport nr. 98, 1998

D.4.2 Koagulering og filtrering

Vannbehandlingsmetoder som involverer koagulering og filtrering, og eventuelt også sedimentering eller flotasjon, er avanserte renseprosesser som i stor grad fjerner både partikulært materiale og løste organiske forbindelser. Vannverk som har denne form for behandling av vannet, med sedimentering eller flotasjon, har gjerne blitt kalt for "fullrenseanlegg", men begrepet er ikke helt korrekt da full eller fullstendig rensing av vannet også vil omfatte for eksempel desinfeksjon. Noen ganger brukes uttrykket "konvensjonelle fullrenseanlegg", mens anlegg uten sedimentering/flotasjon blir kalt "direktefiltreringsanlegg" eller "kontaktfiltreringsanlegg". Fellesbegreper kan være "fellingsanlegg", "koaguleringsanlegg" eller "kjemisk fellingsanlegg".

Hensikten med vannbehandling som består av koagulering og filtrering er i hovedsak å redusere vannets turbiditet (partikkelinnhold) og innhold av koagulerbart naturlig organisk materiale (NOM), inkludert humus, med tanke på å kunne oppnå optimal desinfeksjon av vannet senere i vannbehandlingen, samtidig som vannets bruksmessige kvalitet bedres. Slik vannbehandling vil kunne inngå i vannverkets hygieniske barrierer mot en rekke stoffer og mikrober, jamfør kapittel D.3.5, da turbiditetsreduksjonen også vil medføre at vannets innhold av mikroorganismer, som jo er partikler, vil bli redusert. Siden råvannskvalitet, dimensjonering, anleggsutførelse og drift vil være viktig for hvorvidt vannbehandlingen er en hygienisk barriere, er det i veilederen til "Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m." (1) angitt hvilken ytelse denne metoden i så fall bør

ha/gi under driften av vannbehandlingsanlegget for bestemte indikatorparametere. Tabell D.4.2.1 nedenfor viser disse indikatorparametere med tilhørende verdier for ytelse for behandlingsanlegg med koagulering dersom denne vannbehandlingen skal inngå i vannverkets hygieniske barrierer.

Parameter	Enhet	Indikator-verdi	Merknader
Aluminium	mg/l Al	< 0,15	Gjelder når aluminium benyttes som koaguleringsmiddel
Jern	mg/l Fe	< 0,15	Gjelder når jern benyttes som koaguleringsmiddel
Farge	mg/l Pt	< 10	Ved Al eller Fe koagulering bør verdien normalt være <5
Totalt organisk karbon (TOC)	mg/l C	< 3,0	Skal iht. forskriften måles når levert vannmengde er større enn 10.000 m ³ /d. Ved mindre vannmengder er det valgfritt om man vil måle TOC eller COD-Mn. Indikator-verdien er den samme, men enheten blir forskjellig.
Turbiditet	FNU	< 0,2	Gjelder utløp fra hvert enkelt filter. Parameteren bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig for hvert filter.
Partikkel-antall	antall part. fra 2-400 µm/ml	< 500	Gjelder utløp fra hvert enkelt filter. Parameteren bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig for hvert filter.

Tabell D.4.2.1. Indikatorparametere for vannbehandlingsanlegg med koagulering (1).

Behandlingsanlegg må dimensjoneres slik at de gir nok vann av god kvalitet året rundt, og må derfor kunne virke etter hensikten uavhengig av varierende vannforbruk og råvannkvalitet.

I Norge var det i 2004 registrert 145 vannverk som bl.a. hadde behandlingstrinnene koagulering og filtrering. Disse forsyner til sammen ca. 1,9 millioner mennesker (2).

D.4.2.1 Hva er koagulering og filtrering

Ved vannbehandlingsmetoder som involverer koagulering og filtrering, blir vannet tilsatt ett eller flere kjemikalier som medfører at de partikler man ønsker å fjerne koagulerer og flokkulerer, dvs. at partikler slår seg sammen eller binder seg til hverandre og/eller andre partikler slik at det dannes store og sterke fnokker som kan atskilles fra vannet ved hjelp av sedimentering, flotasjon og/eller filtrering.

Vannbehandlingen kan bestå av bl.a. følgende prosessstrinn (3):

- 1) Tilsetting av koagulanter (fellingskjemikalier)
- 2) Kraftig innblanding av koagulantene i vannet
- 3) Koagulering av partikler og kolloider – Utfelling av små fnokker

- 4) Flokkulering, dvs. agglomerering i større fnokker
- 5) Sedimentering/Flotasjon (ikke i direktefiltreringsanlegg)
- 6) Filtrering

Kolloider er partikler som er så små, at de verken kan sees uten mikroskop eller holdes tilbake i et vanlig filter. Overflaten er vanligvis elektrisk ladet, som regel negativt, og partikler med samme overflateladning vil ikke uten videre slå seg sammen til større agglomerater (sammenhopninger) av partikler som kan separeres fra vannet. Ved å tilsette vannet egnede kjemikalier, koagulanter, (jf. kap. D.4.2.7) gjerne med positiv overflateladning, vil kolloidenes overflateladningsforhold påvirkes slik at frastøtningskreftene mellom partiklene opphører og det i stedet etableres tiltrekningskrefter mellom kolloidene, de vil koagulere og danne større partikler.

Partiklene som dannes ved koaguleringen, er imidlertid fortsatt små og vanskelige å separere fra vannet, men ved å foreta en varsom omrøring i vannmassene vil de utfelte partiklene bli satt i bevegelse, kolliderer med hverandre, bakte seg sammen og gradvis bygges opp til større fnokker (aggregater av enkeltpartikler). Fnokkene blir etter hvert så store at de kan fjernes fra vannet ved en separasjonsprosess (sedimentering, flotasjon, filtrering). Denne fnokkoppbyggingsprosessen kalles flokkulering (4). For å øke hastigheten på dannelse av fnokker og gjøre fnokkene større og sterkere kan man tilsette et flokkuleringsmiddel/hjelpekoagulant

Når koagulanten, vanligvis aluminium- eller jernsalter, tilsettes vannet, vil kjemikallet umiddelbart dissosiere til ioneform. Metallionet vil reagere videre med vannet via flere mellomprodukter og felle ut i form av metallhydroksid. Partikler i vannet vil være knyttet til det utfelte metallhydroksidet. Også en del polymere stoffer kan benyttes som koagulant, og i den senere tid er en naturlig polymer, kitosan, benyttet til dette formålet, blant annet for å redusere mengden metallioner i slammet slik at slammet kan benyttes til for eksempel kordforbedringsmiddel.

Koaguleringsprosessen er pH-avhengig, og den optimale pH-verdien, det vil si den som gir best koagulering, er i tillegg til å være avhengig av type koagulant også avhengig av vannkvaliteten. For å oppnå best mulig effekt av koaguleringen er det også viktig å finne den optimale koagulantdosen. En dårlig koaguleringsprosess lar seg vanskelig "reparere" i etterfølgende behandlingstrinn. Optimale doseringer og pH-verdier kan for en koagulering/flokkuleringsprosess kan bestemmes ved en såkalt Jar-test, det vil si en test som utføres i en samling begre utstyrt med et egnet røreverk.

Koaguleringsprosessen er også temperaturavhengig, spesielt vanskelig kan det være med temperaturer under 0, 5 °C. Vannmolekylene samler seg da i aggregater (en vannfilm) rundt partiklene i vannet, vannets viskositet øker (spesielt i denne vannfilmen), og det er vanskeligere å få tett nok kontakt mellom koagulant og de partiklene som skal koaguleres. Vannet må tilføres ekstra mye energi for å bryte ned denne ekstra tykke og viskøse vannfilmen rundt partiklene.

Koagulering fjerner normalt 50-70 % av vannets TOC-innhold (innhold av totalt organisk karbon). Renseeffekten for farge er betydelig høyere, siden koagulering fjerner

de større humusfraksjonene mer effektivt enn de mer lavmolekylære, og det er de større humusfraksjonene som bidrar mest til vannets farge.

Slammet som dannes ved koaguleringen må fjernes fra vannfasen. Dette kan gjøres på forskjellige måter (5):

- Konvensjonell fullrensing: Etter koagulering passerer vannet et separasjonstrinn (sedimentering, flotasjon) og deretter et filter. Prosessen er plasskrevende, men driften er relativt enkel.
- Direktefiltrering: Etter koagulering går vannet rett inn på et filter, og alt produsert slam separeres der. Filteret kan utformes på forskjellige måter. De kan utformes som åpne eller lukkede (trykk-)filtre, oppstrøms- eller nedstrømsfiltre, én- eller flermediafiltre og kontinuerlige eller diskontinuerlige filtre. Flermedia nedstrømsfiltre kan også kombineres med karbonatisering ved å ha alkalisk filtermasse i bunnen av filteret, der partikkelseparasjonen har foregått i forkant av den alkaliske filtermasse.
- Direktefiltrering i alkalisk filter: Etter koaguleringen går vannet gjennom et alkalisk filter. Forutsatt en moderat filtreringshastighet vil filteret fjerne slammet fra vannet i tillegg til at man oppnår karbonatisering av vannet.

Koagulering i kombinasjon med filtrering vil ikke hele tiden være en fullstendig hygienisk barriere overfor mikroorganismer grunnet ustabile forhold i deler av driftssyklusen (bl.a. i modningsfase etter spyling av filter) som medfører redusert hygienisk sikkerhet. Også ujevn belastning av filteret for eksempel på grunn av hastighetsvariasjoner på vannet vil føre til mulig lekkasje av partikler gjennomfilteret.

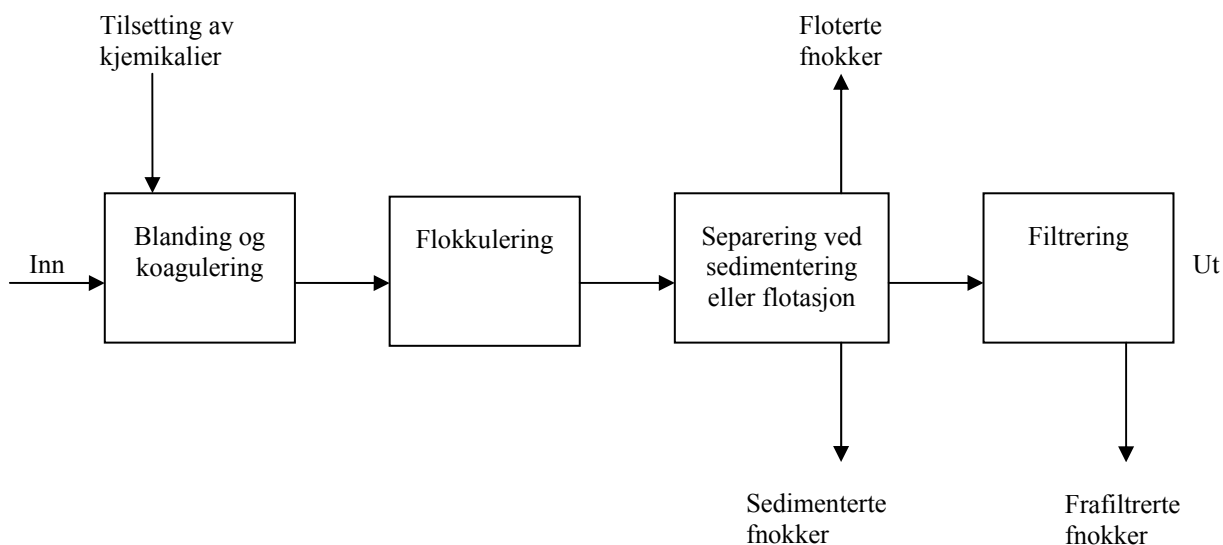
Selv ikke med egen forseparasjon ved sedimentering eller flotasjon kan koagulering være en sikker hygienisk barriere hele tiden. Koaguleringsprosesser må derfor alltid etterfølges av minst én annen, sikker barriere (jf. kap. D.3.5).

D.4.2.2 Konvensjonell fullrensing

I begrepet ”konvensjonell fullrensing” ligger det at tilsettingen av kjemikalier, dannelsen av fnokker og frasepareringen av disse gjøres på det som tidligere var å betrakte som den konvensjonelle, dvs. vanlige, måten, og disse delprosessene utføres da i separate behandlingsenheter, og frasepareringen skjer da i to forskjellige delprosesser.

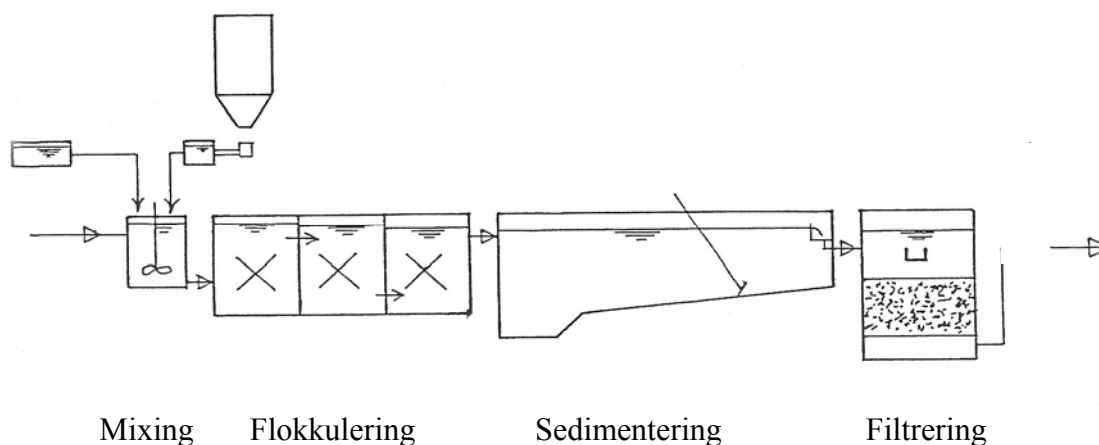
Mer ”moderne” utgaver av koaguleringsanlegg kalles gjerne direktefiltreringsanlegg, kontaktfiltreringsanlegg eller koagulering/filtreringsanlegg. Dette henspiller på at forsepareringstrinnet, med sedimentering eller flotasjon, har blitt utelatt, og i noen tilfeller også flokkuleringstrinnet. De nyere typene såkalte koaguleringsanlegg er beskrevet i kapitlene D.4.2.3 og D.4.2.4.

Figur D.4.2.1 viser en skjematisk framstilling av ”konvensjonell fullrensing”.



Figur D.4.2.1. Skjematisk framstilling av et konvensjonelt fullrenseanlegg.

Første trinn i prosessen er tilsetning og innblanding av kjemikalier. For å få en hurtig og effektiv innblanding er det viktig at kjemikaliene tilsettes under meget turbulente forhold. I figur D.4.2.2 tilsettes fellingskjemikaliene i et miksekammer med en hurtigomrører, noe som har vært en vanlig måte å gjøre dette på.



Figur D.4.2.2. Eksempel på oppbygging av et konvensjonelt fullrenseanlegg.

Etter at fellingskjemikaliene er tilsatt, er det viktig at de små partiklene som dannes ved koaguleringen, bygger seg opp til store fnokker som kan separeres fra vannet. Fnokkoppyggingen foregår i flokkuleringskamre, og det har vært vanlig med 3 kamre i serie med avtagende røreintensitet. Hensikten er å bygge opp store fnokker som kan fjernes fra vannet ved sedimentering eller flotasjon.

I sedimenteringsbassenget skal fnokkene synke til bunnen av bassenget, og bassengene er gjerne utstyrt med en slamskrape som forsiktig leder slammet til en slamlomme i den dypeste enden av bassenget, der slammet blir tappet ut. Jo tynnere vannsjiktet er i sedimenteringsbassenget, jo forttere når fnokkene bunnen. En del sedimenteringsbassenger er derfor bygget med falske bunner slik at det ligger lagvis med bunner fordelt ned gjennom bassenget. Dette har igjen gitt utgangspunktet for lamell-sedimenteringsløsninger, og med skråttstilte lameller er det bygget både oppstrøms, nedstrøms og tverrstrøms lamellsedimenteringsenheter.

Flotasjon er et alternativ til sedimentering. I et flotasjonsbasseng pumpes vann som er overmettet med luft inn i vannstrømmen i bunnen av bassenget, det frigis luftbobler, og luftboblene fester seg gjerne til fnokkene og driver dem opp til overflaten av vannet, der slammet blir fjernet med slamskrape(r) som går over hele bassengets bredde og lengde.

Det vil sjelden være mulig å fjerne alle partikler fra vannet ved sedimentering og/eller flotasjon. Det kan for eksempel være kolloider eller partikler i vannet som ikke har fnokket seg i tilstrekkelig grad til å sedimentere/flotere, eller fnokker har blitt slått i stykker under prosessen, og derfor følger de med vannfasen ut av bassenget. Det er nødvendig å ha et sandfilter nedstrøms sedimenterings-/flotasjonsbassenger. De involverte behandlingsenheterne er nærmere beskrevet under kap. D.4.2.8, Krav til tekniske anlegg.

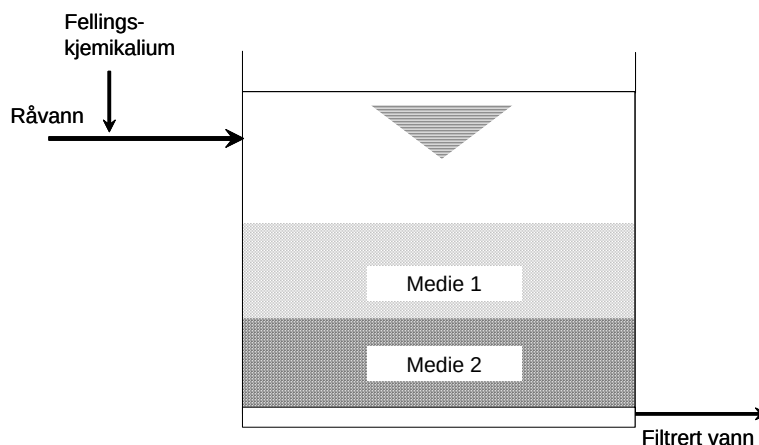
Det finnes kompaktanlegg der flere av enkeltprosessene er bygget inn i samme enhet, som for eksempel koagulering, flokkulering og lamellsedimentering, eller koagulering, flokkulering, flotasjon og filtrering.

Den tradisjonelle fullrensingen med koagulering, flokkulering, sedimentering/flotasjon og filtrering er plasskrevende, og de er ikke nødvendig for ”normalt” humusvann med forholdsvis lav turbiditet og/eller farge (6). Vannverkene velger nå stort sett mer kompakte og moderne direktefiltreringsanlegg dersom vannbehandlingen skal omfatte humus- og partikkelfjerning. Det ble imidlertid etablert nye anlegg av den ”konvensjonelle” typen i Norge både i 2000 og i 2002, og i 2004 var det registrert totalt 20 vannverk av typen ”konvensjonelle fullrenseanlegg”. Disse forsyner til sammen ca. 322 000 mennesker (2).

D.4.2.3 Direktefiltrering

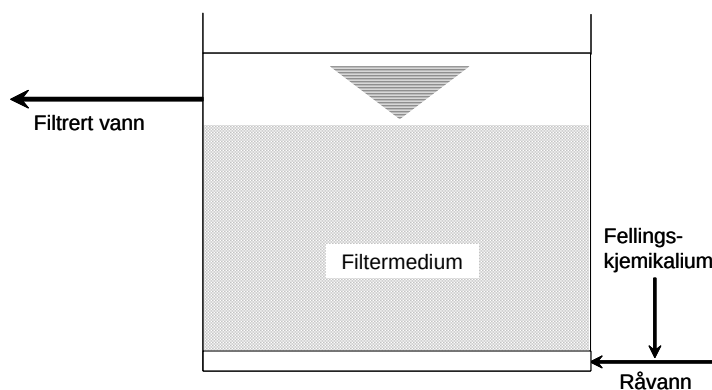
Med direktefiltrering menes rett og slett at de koagulerte partiklene fjernes direkte ved filtrering av vannet, det vil si uten forseparering i form av sedimentering eller flotasjon. Det eksisterer noe ulik oppfatning av begrepet direktefiltrering, da dette for noen innebærer koagulering, flokkulering og filtrering, mens prosesser der flokkulerings-trinnet er utelatt og man kun har koagulering og filtrering, kaller disse miljøene gjerne kontaktfiltrering. Vi velger imidlertid i hovedsak å bruke betegnelsen direktefiltrering der partikler fjernes i et filter uten forutgående forseparering, uavhengig av om det forut for filteret er en egen enhet for flokkulering. Betegnelsen kontaktfiltrering er imidlertid benyttet der denne er brukt i referanselitteraturen. Av de 125 vannverkene med direktefiltrering i en eller annen form i Norge i 2004 har kun 15 oppgitt at de har egen enhet for flokkulering (2).

Filtertyper kan deles inn i åpne eller lukkede (trykk)filtre, oppstrøms- eller nedstrømsfiltre, én eller flermedia nedstrømsfiltre og kontinuerlig kontra intermittert spylte filtre. Det anbefales å unngå bruk av nedstrøms én-mediafiltre (6). Figur D.4.2.3 viser prinsippskisse av koagulering og direktefiltrering i et 2-media nedstrømsfilter.



Figur D.4.2.3. Prinsippskisse av koagulering og direktefiltrering i et 2-media nedstrømsfilter.

Figur D.4.2.4 viser prinsippskisse av koagulering og direktefiltrering i et 1-media oppstrømsfilter. På grunn av at sandkornene vil ha forskjellige størrelser, vil et oppstrømsfilter alltid etter spylingen ha de største sandkornene på bunnen og de fineste på toppen, og derfor fungerer det som et flermediafilter.



Figur D.4.2.4. Prinsippskisse av koagulering og direktefiltrering i et 1-media oppstrømsfilter.

Når et filter anvendes for å fjerne partikler fra vann, skjer følgende prosesser under filtreringen (6):

- transport av partiklene til en filterkornoverflate

- fastholding av partiklene på filterkornoverflaten
- løsriving av tidligere avsatte partikler fra filterkornoverflaten.

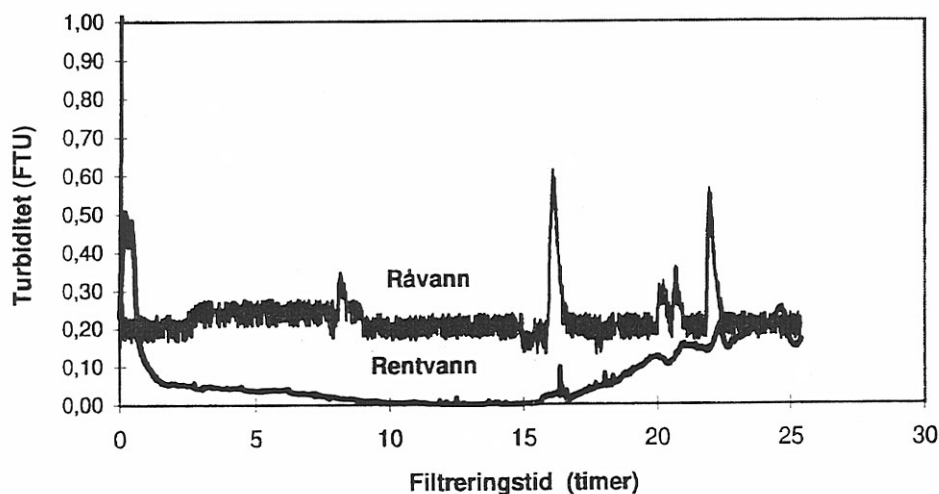
De krefter som involveres i dette er de samme som i koaguleringen, nemlig van der Waalske tiltrekningskrefter og elektrostatiske frastøtende eller tiltrekkende krefter. Førstnevnte er virksomme kun over svært små avstander, og krever nær kontakt mellom partikkel og filterkorn for å være effektive. En effektiv destabilisering (ladningsnøytralisering) av humus er derved helt nødvendig for å oppnå slik nærkontakt og påfølgende fastholding til antrasitt- eller sandfilterkorn. Humus har en negativ ladning som avtar med avtakende pH ned til ladningsnullpunktet (zero point of charge = pH_{zpc}), som for humus er ca. 3. Metallhydroksid har en positiv ladning som avtar med økende pH opp til ladningsnullpunktet på ca 8,5. Humus koagulert til en ladning nær null eller en svak negativ ladning, vil følgelig lett adsorberes til utfelt metallhydroksid ved pH lavere enn dette. Imidlertid vil en for lav pH medføre manglende utfelling av metallhydroksid og dermed høye konsentrasjoner av restmetall i filtrert vann. Som en følge av dette vil man normalt ved bruk av aluminium som koaguleringsmiddel benytte en koagulerings-pH i området 5,5-6,5, et område hvor koaguleringen går relativt fort, selv om reaksjonslikevektsbetraktninger skulle tilse koagulering rundt pH- verdi rundt 4,5. Bruk av ulike verktøy for måling av partikkelladning (zetapotensialmålere, streaming current detectors) kan forenkle prosessoptimaliseringen (6).

Adsorpsjon til metallhydroksid som allerede er utfelt eller avsatt i selve filtersengen, spiller en sentral rolle i kontaktfiltreringsprosesser, og det kan derfor være viktigere å sørge for en optimal dannelse av adsorbent i form av metallhydroksid i filtersengen enn å forbehandle vannet tradisjonelt via miksing og flokkulering med tanke på å skape en godt filtrerbar fnokk eller partikkel før vannet kommer i kontakt med filtersengen. Dette er bekreftet av forsøk der man har stoppet koagulantdoseringen etter en viss tid, og oppnådd betydelig fjerning av så vel farge som TOC i flere timer etter at koagulanttilsatsen ble stanset. Oppstart igjen av koagulantdoseringen ga utfelling av ny adsorbent og mulighet for en ny periode uten koagulanttilsats (7). Jar-testene som ble nevnt under kapittelet om konvensjonell fullrensing (D. 4.2.2), er derfor ikke nødvendigvis egnet til å gi like anvendbare resultater for direktefiltreringsanlegg.

De avsatte, frafiltrerte materiale blir hele tiden utsatt for skjærkrefter av vannet som passerer forbi. Etter hvert som filteret fylles opp av mer og mer adsorbent materiale, blir vannhastigheten gjennom de fortsatt åpne porene større og større (fordi porene blir trangere og trangere). Skjærkreftene øker altså. Samtidig vil en tykkere film av adsorbent materiale lettere kunne løsrives enn en tynn film. Resultatet blir at mengden løsrevet materiale etter hvert overskrider den mengden som fester seg, og man får det som heter gjennombrudd. Filteret bør spyles før gjennombruddet blir for omfattende.

Bruk av polymerforbindelser (jf. kap. D.4.2.7) som filtreringshjelpemidler vil øke den avsatte filmens interne styrke, samt fastholdingskreftene til sandkornene i filtersengen. Gevinsten kan tas ut i form lengre gangtid på filtrerne, på grunn av at lavere spylefrekvens vil bli nødvendig. Og samtidig vil man få lavere spylevannsforbruk. Eller man kan dimensjonere for vesentlig høyere filterbelastning (og derved redusere filterarealet) og fortsatt opprettholde rimelig lange filtersykluslengder(6). Figur D.4.2.5

viser et eksempel på en typisk filtersyklus med modning og turbiditetsgjennombrudd etter ca 24 timer.



Figur D.4.2.5. Eksempel på en typisk filtersyklus, med modning og turbiditetsgjennombrudd (6).

I eksempelet ser vi at turbiditeten i renvannet er høyere enn turbiditeten i råvannet i starten av filtreringssyklusen, det vi kaller filterets modningstid. Dette skyldes primært tidligere frafiltrert materiale som ligger igjen i filteret selv etter skylling av dette, som er løst bundet til filtermaterialet, og som følger med renvannet gjennom filteret i modningsfasen. På slutten av filtersyklusen ser vi at vi får såkalt turbiditetsgjennombrudd. Filteret er da "fullt" av frafiltrerte partikler/turbiditet, og ikke i stand til å holde tilbake mer materiale. Også her vil renvannet kunne få et høyere innhold av turbiditet enn råvannet i samme tidsrom, idet vannet som går gjennom filteret også kan rive med seg tidligere avsatt materiale.

Modningsperiodens lengde vil ofte kunne reduseres ved følgende tiltak (7):

- Kortvarig (20-40 min) overdosering (20-50 %) av koagulant ved oppstart av filtrering etter fullført tilbakespyling
- Tilsats av koagulant i siste del av spylevannet
- Bruk av alternative koagulanter med raskere modning (kitosan, prepolymeriserte metallsalter)
- Redusert filterkorndiameter
- Tilbakespyling med renvann i stedet for råvann, eventuelt råvann med pH justert til nær optimal verdi for koagulering, men spyling med råvann vil imidlertid uansett innebære en økt hygienisk risiko

Koagulering i kombinasjon med filtrering vil ikke hele tiden være en fullstendig hygienisk barriere overfor mikroorganismer, grunnet ustabile forhold i deler av driftssyklusen som medfører redusert hygienisk sikkerhet, som da for eksempel;

- nedsatt effekt i filterets modningstid
- en viss lekkasje i den stabile driftsfasen
- gjennombrudd i filtre mot slutten av driftssyklusen

Det finnes for øvrig filtertyper som har kontinuerlig spyling slik at man unngår avbrudd i filtreringsprosessen for tilbakespyling og modningsvann med forringet kvalitet.

Se kapittel D.4.2.8, ”Krav til tekniske anlegg”, for nærmere beskrivelse av de forskjellige filtertyper- og utforminger.

D.4.2.4 Varianter av direktefiltreringsprosessen

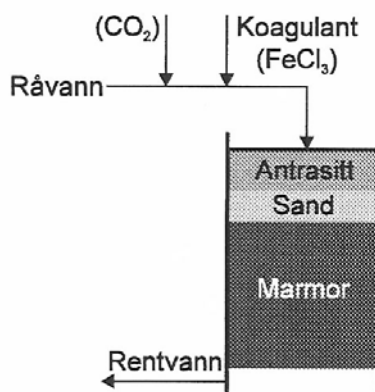
Med utgangspunkt i direktefiltreringsprosessen er det utviklet prosessvarianter der oppbyggingen av filtersengen gjør at det oppnås både humusfjerning og alkalisering/karbonatisering uten at det blir dosert kalk eller mikronisert marmor. Disse prosessvariantene er:

- Direktefiltrering med tremediafilter der det ene filtersjiktet består av knust marmor (kalles gjerne ”Moldeprosessen”)
- Direktefiltrering i alkalisk filter der hele filtersengen består av knust marmor

Koagulering og direktefiltrering i nedstrøms tremediafilter (“Moldeprosessen”)

Ved koagulering og direktefiltrering i et tremediafilter med alkalisk filtermasse (marmorgrus, eventuelt dolomitt) ønsker man å kombinere humusfjerning og alkalisering/karbonatisering. For å koagulere (destabilisere) humusmolekylene tilsettes jern- eller aluminiumbasert koagulant, normalt benyttes jernklorid.

I et nedstrøms tremediafilter vil det være et lag øverst med antrasitt og så et lag med sand og nederst grov marmorgrus, og avskillingen av partikler foregår i antrasitt- og sandsjiktene. Den alkaliske filtermassen ligger nederst i filteret for å tilføre kalsium og karbonat til vannet.. Figur D.4.2.6 viser hovedprinsippet for denne prosessvarianten.



Figur D.4.2.6. Skjematisk framstilling av koagulering og direktefiltrering i et nedstrøms tremediafilter med alkalisk filtermasse (6).

Det finnes anleggsutforminger der tremediafilter for direktefiltrering etterfølges av et separat alkalisk filter, dvs. at tremediafilteret blir fysisk skilt fra det alkaliske filteret. Denne anleggsutformingen gjør det mulig å dimensjonere for ulike filtrerings- og spylehastigheter og spylefrekvenser for direktefiltreringsdelen og karbonatiseringsdelen. En mulig sammenblanding av alkalisk filtermasse med tremediadelen unngås også (6), noe som vil skje under spylingen når marmorkornene delvis er tært bort.

Når den hydrauliske belastningen på et alkalisk filter øker, reduseres vannets kontaktid med filtermassen. Dette medfører at det utløses mindre kalsiumkarbonat, og dermed reduseres både kalsiuminnhold, alkalitet og pH i renvannet. Følgende faktorer påvirker kalsium, alkalitet og pH i ferdig behandlet vann (6):

- Vannets kontaktid med den alkaliske filtermassen
- Vannets pH-verdi før filteret
- CO₂-dosering før filteret
- Kornstørrelsen på alkalisk masse (oppløsningshastigheten)
- Doseringsmengde og type koagulant
- Lutdosering etter filter

Som beskrevet under kap. D.4.2.5, "Vannkvalitetens betydning for renseeffekt", er også vannets temperatur av stor betydning, og ved lave temperaturer vil de laveste utløsningshastighetene av kalsiumkarbonat opptre.

Ved koagulering og direktefiltrering i et tremediafilter med alkalisk filtermasse er det behov for lav pH før det alkaliske filteret, og en pH-verdi rundt 4 synes å være gunstig. Dette innebærer at man må velge koaguleringsmidler som gir tilfredsstillende resultat

ved såpass lav pH. Ved bruk av aluminiumsbaserte koagulanter er koagulerings-pH normalt 5,5-6,5, men ved bruk av jernklorid er optimal koagulerings-pH rundt 4,0 (6).

Karbondioksid (CO_2) og jernklorid (FeCl_3) blir normalt dosert proporsjonalt med vannmengden inn på filteret (6). Som nevnt ovenfor er pH i koaguleringsstrinnet en viktig styringsparameter, og denne målingen gjøres etter doseringen av CO_2 og koagulant, foran innløpet til filteret. For å oppnå en stabil og robust prosess er det viktig å ha en jevn filtreringshastighet. Det stilles derfor krav til at reguleringen av vannmengden gjennom filteret blir jevn og uten plutselige spissbelastninger.

De viktigste parametere med tanke på overvåking av prosessen er:

- pH i koaguleringsstrinnet
- Trykktap i filteret
- Turbiditet i renvann
- pH i renvann

Tilbakespyling av filtrene må gjøres jevnlig for å fjerne avsatt materiale, og spylingen kan være tidsstyrt, styrt av trykktapsutviklingen i filteret og/eller styrt av turbiditeten på renvannet. Ved tilbakespyling av tremedia nedstrømsfiltre benyttes renvann eller råvann. De spylerutinene som har vist seg mest vellykket for flermediafiltre er en kombinasjon av luft og vann (6). Det vanligste er å ha tidsstyrt tilbakespyling. Det er viktig ikke å ha for langt tidsintervall mellom hver spyling, da dette kan medføre overbelastning av filteret med gjennombrudd. Gjentetting av filtermasse kan også skyldes for sjelden spyling.

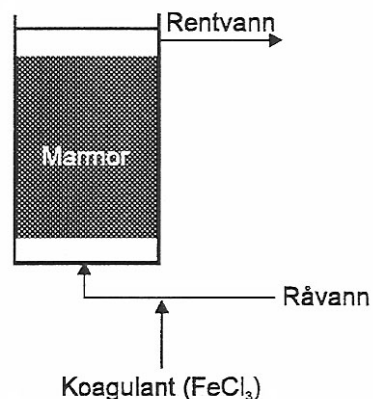
Den alkaliske filtermassen må etterfylles med jevne mellomrom. Normalt etterfylles det når marmorsjiktets tykkelse er redusert med 40-50 cm. Etterfyllingen skjer i flere etapper, først etterfylles det med en mengde tilsvarende en økning i sjikttykkelse på ca. 20 cm. Deretter foretas en kontrollert filterspyling for å reetablere lagdelingen i filteret. Etter dette foretas en ny påfylling med etterfølgende filterspyling osv. (6).

Koagulering og direktefiltrering i alkalisk filter

Alkaliske filtre benyttes i Norge først og fremst som en metode for alkalisering og karbonatisering av surt og bløtt vann, og det alkaliske filteret er bygget opp av knust kalsiumkarbonat eller dolomitt. Det er imidlertid også bygget vannbehandlingsanlegg der koagulering og direktefiltrering foregår i det alkaliske filteret. I Norge ble det i 2004 registrert 35 anlegg som benytter koagulering og direktefiltrering i alkalisk filter, og disse forsynte totalt ca. 35 000 personer (2). Mange av disse vannbehandlingsanleggene er imidlertid små anlegg; ca. 70 % av anleggene forsyner < 550 personer, og til sammen forsynes kun ca. 19 % av de abonnentene som mottar vann fra anlegg som benytter koagulering, fra anlegg med direktefiltrering i alkalisk filter.

En fordel med direktefiltrering i alkaliske filtre er at oppbyggingen og driften av filtrene er relativt enkel, og kjemikalietilsettingen begrenser seg til dosering av koagulerings-

kjemikalier i form av jern-salter, enten jernklorid (FeCl_3) eller jernsulfat ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$). Figur D.4.2.7 viser hovedprinsippet for direktefiltrering i et oppstrøms alkalisk filter.



Figur D.4.2.7. Skjematisk framstilling av koagulering og direktefiltrering i et oppstrømsfilter med alkalisk filtermasse (6).

Ved denne prosessvarianten separeres og lagres slammet i det alkaliske filteret. Når det sure råvannet (lav pH-verdi) tilføres filteret, vil kalsiumkarbonat løses ut fra den alkaliske filtermassen og tilføres vannet, den alkaliske filtermassen oppløses. Oppløsningshastigheten vil avhenge av flere forhold (6):

- Filtermassens spesifikke overflate; stor spesifikk overflate (dvs. liten korndiameter) medfører stor kontaktflate mellom vann og alkalisk filtermasse, og dermed høy oppløsningshastighet
- Vannets pH-verdi; lav pH i vannet medfører høy oppløsningshastighet (gjelder pH i vannet både inn på og inne i filteret)
- Filtermassens kjemiske sammensetning; ulike filtermasser har ulike oppløsningshastigheter avhengig av massens kjemiske sammensetning (halvbrent dolomitt løses raskere enn marmor, som igjen løses raskere enn rå dolomitt)
- Vannets temperatur; lav vanntemperatur gir lavere oppløsningshastighet enn det en vil ha ved høyere temperatur

Som nevnt ovenfor er lav pH-verdi i vannet viktig for å oppnå tilstrekkelig oppløsning av kalsiumkarbonat fra filtermassen, og dermed tilfredsstillende verdier for alkalitet, kalsium og pH i det filtrerte vannet. Dersom vannet inn på filteret ikke er tilstrekkelig surt, kan pH-verdien senkes ved å tilsette syre. I koaguleringsmiddelet jernklorid, FeCl_3 , er det saltsyre, slik at dette kjemikaliyet fungerer både som syre og koaguleringskjemikalium.

Jernklorid blir normalt dosert proporsjonalt med vannmengden inn på filteret. I et anlegg med direktefiltrering i alkalisk filter der pH ved koaguleringen blir bestemt av dosert mengde jernklorid, vil det være nødvendig å overdosere koaguleringsmiddel for å oppnå ønsket tilførsel av syre. Erfaringsmessig har det vist seg at det er nødvendig å

dosere ca. 10 mg jernklorid per liter vann for å oppnå en koagulerings-pH på 3-3,5 i et råvann med fargetall på 20-50 mg Pt/l (6).

De viktigste parametere med tanke på overvåking av prosessen er:

- pH i koaguleringsstrinnet
- Trykktap i filteret
- Turbiditet i renvann
- pH i renvann

Tilbakespyling av filterne må gjøres jevnlig for å fjerne avsatt materiale, og spylingen kan være tidsstyrt, styrt av trykktapsutviklingen i filteret og/eller styrt av turbiditeten på renvannet. I anlegg med koagulering på alkalisk filter er tilbakespylingen vanligvis tidsstyrt, og med spyling 1-4 ganger per døgn. Ved mange oppstrømsfiltre er det installert mekanisk omrører for blanding av filtermassen under spyling som et alternativ til bruk av luft. Tiden for vannspyling er da normalt 3,5 minutter (6).

Den alkaliske filtermassen (normalt marmor) vil forbrukes ved at den løses ut i vannet, og filtermasse må derfor etterfylles ved jevne mellomrom. Noe alkalisk filtermasse vil også gå tapt under tilbakespyling, og denne må selvsagt også erstattes (6).

D.4.2.5 Vannkvalitetens betydning for renseeffekten

I henhold til §12 i drikkevannsforskriften (1) skal drikkevann, når det leveres mottakeren, være hygienisk betryggende, klart og uten framtrædende lukt, smak eller farge. Det skal ikke inneholde fysiske, kjemiske eller biologiske komponenter som kan medføre fare for helseskade i vanlig bruk. I vedlegget til drikkevannsforskriften foreligger de kvalitetskrav som er satt til vannet, og der er det blant annet satt krav til maksimalt tillatt innhold av komponenter som farge og turbiditet. Fullrenseanleggene ble hovedsaklig etablert for å redusere innholdet av nettopp disse komponentene i vannet.

I og med at hovedhensikten med et koagulerings-/filtreringsanlegg er å fjerne partikler og organisk stoff (humus) som bidrar til parameterne farge, også kalt fargetall, og turbiditet, er det en selvfølge at vannets innhold av stoffer som bidrar til disse parameterne vil være av betydning for renseeffekten. Vi snakker da ikke bare om mengden partikler, men særlig om typen, og hvor lett det er å få de forskjellige stoffene eller partiklene til å danne store sterke fnokker som lett kan separeres fra drikkevannet.

Dersom vannet inneholder for eksempel breslam eller leirepartikler, eller vannets temperatur er spesielt lav, kan det være vanskelig å oppnå effektiv koagulering. Tilsetning av hjelpekoagulanter kan imidlertid ha en positiv effekt på koaguleringsprosessen i slike tilfeller.

Både TOC (totalt organisk karbon) og farge er parametere som omfatter en rekke stoffer (humusstoffer) med hensyn til kjemisk sammensetning og molekylvekt. TOC omfatter

mer lavmolekylært organisk stoff enn parameteren fargetall (større molekyler gir mer farge). Det finnes en rekke forskjellige typer humus, eller naturlig organisk materiale (NOM), med forskjellige egenskaper. Hoveddelen av humusstoffene består av små (lavmolekylære) fraksjoner.

Molekylvektfordelingen av NOM påvirkes bl.a. av vannets pH-verdi, og når molekylvekten eller humusmolekylenes størrelse endres, endres også fargen. En økning i pH vil gjerne medføre en økning i molekylvekt.

Selv om betegnelsen partikler ofte brukes i sammenheng med humus, er ikke humusen som gir farge til vannet partikler som lett lar seg filtrere bort, men disse fargete delene av humusen kalles kolloider og er store sammensatte molekyler med negativ ladning. De kan derfor regnes som en mellomting mellom partikler og løste forbindelser, og må gjennom en partikkelskapende koagulering før de kan fjernes ved vanlig filtrering.

Det er kjent at høymolekylær humus lettere lar seg fjerne ved koagulering enn lavmolekylære humusfraksjoner, og en fraksjonering av vannets NOM (naturlig organisk materiale) vil derfor kunne si noe om vannets koagulerbarhet (godt koagulerbart vil si at mye av det naturlige organiske materialet fjernes, dårlig koagulerbarhet det fjernes lite).

Råvannets spesifikke UV-absorpsjon (SUVA), dvs. forholdstallet mellom UV-absorpsjon og TOC (totalt organisk karbon), kan brukes for karakterisering av NOM og som en indikator på vannets koagulerbarhet. Høy SUVA, dvs. > 4 , indikerer normalt et godt koagulerbart råvann med relativt høymolekylær, hydrofob (danner ikke komplekser med vannmolekyler) og aromatisk NOM (sykliske forbindelser) der mer enn 50 % fjerning av TOC kan oppnås. SUVA-verdier under 2 indikerer normalt et vanskelig koagulerbart råvann, der NOM ikke lenger er den dominerende faktor i forhold til koagulering og koaguleringsbetingelser (8).

Siden det er de høymolekylære humusfraksjonene som bidrar mest til vannets farge, vil også vannets spesifikke farge, dvs. farge/DOC-forholdet (DOC = løst organisk karbon), eventuelt forholdet UV-absorpsjon/DOC, være en enkel indikasjon på humusens dominerende molekylvektfraksjoner, og derved på vannets koagulerbarhet. Normalt vil et farge/DOC-forhold på 5-10 mg Pt/mg C eller høyere indikere et godt koagulerbart humusvann (6).

En annen metode for fraksjonering av NOM i forbindelse med driftsoptimalisering er adsorpsjon av DOC (løst organisk karbon) til ulike syntetiske adsorbenter/resin. Fraksjoneringen deler DOC i 4 fraksjoner (8):

- 1) VHA som er svært hydrofobe syrer
- 2) SHA som er svakt hydrofobe syrer
- 3) CHA som er ladede hydrofile fraksjoner
- 4) NEU som er nøytrale hydrofile fraksjoner

VHA og SHA omfatter typiske humusforbindelser (humussyrer og fulvussyrer), og utgjør 77-86 % av DOC i de vanntyper som er undersøkt på denne måten. De tre første fraksjonene ble fjernet i betydelig grad i en renseprosess med koagulering og direktefiltrering/kontaktfiltrering og Al-koagulant, mens den nøytrale NEU-fraksjonen økte ved de gjennomførte forsøkene, spesielt ved underdosering av koagulant. Kanskje danner negativt ladet humus og positivt ladede aluminiumioner nye nøytrale forbindelser når Al-dosen er for lav. Underdosering av koagulant syntes også å redusere renseeffekten av CHA-fraksjonen (8).

Som nevnt tidligere vil optimale koaguleringsforhold påvirkes av vanntemperaturen, og ved avtagende vanntemperatur øker nødvendig koagulantdose. Ved økende nødvendig koagulantdose øker også den optimale pH-verdi for koaguleringen. Dette innebærer at dersom man i perioder med spesielt kaldt vann får problemer med vannkvaliteten, og må øke koagulantdosen, bør dette også følges av en viss økning i koagulerings-pH (6).

Raske variasjoner i råvannkvalitet kan skape problemer i koaguleringsstrinnet, dette gjelder både vannets temperatur og innhold av farge, dvs. partikler og organisk materiale, både mengder og typer. Råvannets sammensetning vil variere med årstidene og varierende værforhold, og vil kunne gi svingninger i renseeffekten dersom ikke driftsmessige forhold tar hensyn til disse svingningene.

Koagulering fjerner normalt 50-70 % av vannets TOC-innhold (innhold av totalt organisk karbon). Renseeffekten for farge er betydelig høyere, siden koagulering fjerner de større humusfraksjonene mer effektivt enn de mer lavmolekylære, og det er de større humusfraksjonene som bidrar mest til vannets farge. Det oppnås nær 100 % fjerning av NOM med molekylvekt høyere enn 2000.

Tabell D.4.2.2 nedenfor viser analyseverdier for flere parametere før og etter koagulering/direktefiltrering i flermedia filter ved et vannverk på Østlandet. De kjemikalier som ble brukt ved vannverket var CO₂ og hydratkalk til alkalisering og karbonatisering, aluminiumsulfat og polymer til fellingsprosessen og klor som desinfeksjonsmiddel (9).

Analyseparameter	Råvann	Renvann	Endring
Fargetall	50	5	- 90 %
Turbiditet	0,3	< 0,10	- 70 %
Totalt organisk karbon, TOC	6-7	2,5	- 4 mg C/l
pH-verdi	6,5	8,0	
Konduktivitet	2,5	12	
Alkalitet	0,06	0,8	
Aluminium	200	50	- 150 µg/l
Kalsium	2	22	+ 20 mg/l
Sulfat	<1	17	+ 17 mg/l

Tabell D.4.2.2. Vannkvalitet før og etter behandling ved et vannverk på Østlandet (9).

Ved koagulering og direktefiltrering i nedstrøms tremediafilter ("Moldeprosessen"), er det spesielt viktig å ha sikre råvannsdata for de laveste temperaturene. Ved lave temperaturer vil de laveste utløsningshastighetene av kalsiumkarbonat opptre. Ved lave temperaturer (2-5 °C, og spesielt hvis temperaturen synker under 1 °C) kan det være vanskelig å oppnå tilfredsstillende koagulering, og reaksjonstiden for koaguleringen vil være lengre enn ved høyere temperatur. Dette gjelder også ved koagulering og direktefiltrering i alkalisk filter.

D.4.2.6 Grunnlag for dimensjonering

Generell grunnlagsinformasjon for å dimensjonere prosessen er beskrevet i kap. D.4.1.2. Videre omtaler kapittel D.4.2.5 ovenfor til en viss grad betydningen av råvannets kvalitet.

Vannforsyningssystemet bør utstyres med tilstrekkelige buffervolumer i form av renvannstank, spylevannstank og høydebasseng for å dekke timevariasjoner i forbruket. På den måten unngår man hyppige variasjoner i vannføring gjennom anlegget, og maksimum døgnforbruk kan legges til grunn for dimensjonering av vannbehandlingsanlegget (6).

Dimensjonering av koagulerings- og direktefiltreringsprosesser kan baseres på:

- Erfaringstall
- Laboratorie- og/eller pilotforsøk med den aktuelle vanntypen

Tabell D.4.2.2 i kap. D.4.2.7 viser de erfaringsverdier som vanligvis legges til grunn ved dimensjonering av koaguleringstrinnet (6).

Koaguleringsmiddel bør tilsettes i forkant av en innblandingsenhet. Ideelt sett anbefales det å dosere base (eventuelt syre), før koagulanten tilsettes. Med de doser og pH-verdier som normalt anvendes i Norge spiller vanligvis kjemikaliens doseringsrekkefølge mindre rolle, med det finnes eksempler på at det er oppnådd en bedring i renseresultatene ved å bytte doseringsrekkefølgen (6).

Dimensjonering av doseringsopplegget for koaguleringsmiddel bør baseres på resultater fra jar-tester (beger-forsøk) eller pilotforsøk (små forsøksanlegg) med den aktuelle vanntypen. Slike forsøk må utføres også under "worst case"-betingelser hva gjelder farge og temperatur, dvs. maksimal farge og minimal temperatur, slik at man lærer om hvilken variasjonsbredde styringen av anlegget vil bli utsatt for.

Jar-tester gir god indikasjon på optimal koagulant-type, -dose og -pH, og på fnokkenes sedimentbarhet. Testen gir ikke informasjon om fnokkstyrke, filterbarhet, gjennombrudd, trykktap, filtersykluslengder, vannproduksjon, spylevannsforbruk, slam etc. Slik informasjon kan bare fås gjennom filtreringsforsøk i pilotskala, der man også får etablert sammenhengen mellom filterbelastning og sykluslengde (vannproduksjon).

Ved gjennomføring av jar-tester er det viktig å være klar over at koagulant-dose og -pH ikke er uavhengige størrelser. Økt koagulantdose gir et bredere optimalt pH-område, og

utvidelsen skjer hovedsakelig i retning av høyere pH. Økt dose bør derved følges av en viss pH-økning. Ved overdosering kan man i enkelte tilfeller også observere at man får dårlig vannkvalitet i et pH-område som er optimalt ved en lavere dose. Problemer med høyt innhold av restmetall i renvannet skyldes som regel for lav koagulantdose og/eller feil pH-verdi (6).

Nedenfor er beskrevet enkelte anbefalinger ved utforming og utførelse av jar-tester og pilotforsøk (6).

Jar-tester:

- Utføres for en serie pH-verdier, for eksempel i området 4,5-7,5, og med to eller flere koagulantdoser, hvorav én lav, for eksempel 1 mg Me/l, og én høy, for eksempel 3 mg Me/l. Det bør tilstrebes å utføre slike laboratorieforsøk med lave (minimale) vanntemperaturer, noe som vanligvis krever en viss økning av koagulantdosen.
- Som et minimum bør man måle/registrere fargetall, turbiditet, restmetall, koagulantdose og koagulerings-pH. Dersom man baserer seg på måling av pH-verdi i behandlet vann vil denne vanligvis være 0,2-0,4 enheter høyere enn under koagulering/flokkulering.

Pilotforsøk:

- Utføres med aktuelle filtermedier, kornstørrelser og lagtykkelser. Filterbelastningen holdes konstant innen hvert forsøk.
- Filterkolonnen for diskontinuerlige oppstrøms- og nedstrømsfiltre bør ha en diameter minst 50 ganger diameteren på filterkornene for å unngå veggeffekter og å gi et realistisk bilde av trykktaps- og gjennombruddsforløp. For en maksimal kornstørrelse på eksempelvis 2mm kreves det da en filterkolonne med diameter 10 cm eller større. Mange leverandører har utviklet pilotanlegg som er tilpasset de filtertyper leverandørene markedsfører.
- Forsøk for å bestemme koagulantdose og pH baseres på resultater fra jar-tester dersom slike er utført. Hvis ikke, utføres optimaliseringsforsøk etter samme prinsipp som for jar-tester. Slike optimaliseringssykluser kan avsluttes når filtratkvaliteten er konstant, vanligvis etter 2-3 timers filtrering. Bruk ikke høyere filtreringshastighet enn ca. 7 m/time i slike forsøk.
- Forsøk for å finne sammenhengen mellom filterbelastning og sykluslengde utføres ved ulike filtreringshastigheter, under optimale koaguleringsbetingelser. Filtringstid før gjennombrudd oppstår, dvs. rask økning av partikkelinnhold i utløpsvannet, registreres, og netto vannproduksjon beregnes (se kap. D.4.2.8).
- Kvaliteten på utløpsvannet bør måles over tid via kontinuerlige registreringer eller hyppig prøveuttak (pH, turbiditet, farge, restmetall etc.). Kontinuerlig måling av turbiditet er svært viktig som et mål for utløpsvannets kvalitet og for å registrere tidspunkt for gjennombrudd i filteret.

- Trykktap, vannføring, slamproduksjon etc. er andre aktuelle måleparametere.

For vannbehandlingsanlegg med koagulering og direktefiltrering i nedstrøms tremediafilter ("Moldeprosessen") eller i alkalisk filter, bør det også gjennomføres jar-tester for å få oversikt over virkningen av aktuelle koaguleringsmidler. Testene bør gjennomføres ved dimensjonerende fargetall og temperatur.

Det optimale er at det gjennomføres pilotforsøk. Viktige dimensjoneringsparametere som en vil få informasjon om gjennom pilotforsøk er vannforbruk og tap av alkalisk filtermasse ved tilbakespyling av filtrene, optimal dosering av koaguleringsmidler, optimal dosering av hjelpekoagulant, aktuelle filtreringshastigheter, spylefrekvens, modningstid og oppløsningshastighet av kalsiumkarbonat. Dette er informasjon man stor sett ikke vil få gjennom jar-tester, og som kun i begrenset grad kan overføres fra en vannkilde/behandlingsprosess og til en annen. For anlegg med koagulering og direktefiltrering i alkalisk filter er det viktig at pilotforsøk kjøres over så lang tid at det kan avklare betydningen av eventuelle avsetninger på den alkaliske filtermassen, fordi disse avsetningene vil kunne gi redusert oppløsningshastighet av filtermassen (6).

For norske vannkilder vil temperaturen svært ofte være 0-2 °C på vinteren og 10-18 °C på sommeren. En må sikre seg at anlegg som leveres er dimensjonert for tilstrekkelig kapasitet på vinteren.

D.4.2.7 Koaguleringskjemikalier

Drikkevannsforskriftens § 15 (1) krever bl.a. at alle kjemiske produkter som brukes til behandling av drikkevann, skal godkjennes av Mattilsynet, som fører liste over godkjente produkter. Videre er det satt krav om at vannverkseier eller andre som tar slike produkter i bruk, skal sikre at rester av vannbehandlingsproduktene og nedbrytningsproduktene ikke gjenfinnes i drikkevann som stilles til rådighet for brukeren i høyere konsentrasjoner enn nødvendig ut fra formålet med bruk av dem, eller i konsentrasjoner som direkte eller indirekte kan medføre helserisiko, eller som overskrider kvalitetskravene i vedlegget til drikkevannsforskriften. Se for øvrig kap. D.8.3 om vannbehandlingskjemikalier.

I vannbehandlingsanlegg med koagulering og filtrering tilsettes råvannet kjemikalier som skal bevirke at de partiklene man ønsker å fjerne, koagulerer og flokkulerer, dvs. at de slår seg sammen eller binder seg til hverandre og/eller andre partikler slik at det dannes store og sterke fnokker som kan skilles fra vannet ved hjelp av sedimentering, flotasjon og/eller filtrering. For å øke hastigheten på dannelsen av fnokker, og gjøre fnokkene større og sterkere, kan man tilsette en polymerforbindelse som flokkuleringsmiddel, også kalt hjelpekoagulant.

Bruk av polymerforbindelser som filtreringshjelpemidler vil øke fnokkenes interne styrke, samt fastholdingskreftene i filtersengen. Dette er årsaken til at polymer, selv i små konsentrasjoner (0,05-0,15 mg/l), som regel gir stor økning av filterets lagringskapasitet, sykluslengde og netto vannproduksjon. Gevinsten tas ut i form av lavere spylefrekvens og spylevannsforbruk, eller man kan dimensjonere for vesentlig høyere filterbelastning (og dermed redusere filterarealet) og fortsatt opprettholde rimelig lange filtersykluslengder på mer enn 6 timer (6). Se også figur D.4.2.18 i kap. D.4.2.10.

Det har blitt utført flere forsøk både med non-ionisk polymer (10) og kationiske polymerer (11). Ved bruk av non-ionisk polymer viste det seg at man fikk best effekt mhp. reduksjon av turbiditet med aluminiumsulfat (ALG) som koagulant, og dårligst med jernklorid (JKL) som koagulant. Dette kan skyldes at fnokkene fra JKL generelt var mer negativt ladet enn fnokkene fra ALG og PAX (polymerisert aluminiumklorid), noe som gjorde det vanskeligere for den non-ioniske polymeren å feste seg. Det var ikke ventet noe markant økning i fjerning av farge ved bruk av polymer, delvis fordi det er koagulanten som fjerner farge (bærer ladning)(10).

Når man skal anvende syntetiske organiske polymerer som filtreringshjelpemiddel, vil leverandøren gi anbefalinger for dosering, lagring, oppløsning etc. Man må være spesielt oppmerksom på at med de konsentrasjoner som normalt anbefales ved dosering, gjerne 0,1 % eller lavere, er holdbarheten av slike fortynnede løsninger svært begrenset. Effektivitetstap oppstår allerede etter 1-2 døgns lagringstid. Sannsynligvis skyldes dette at de langkjedede polymerene ”krøller” seg sammen som følge av omrøringen i oppløser-/doseringstanken. Eventuell dosering av polymerforbindelser bør skje så langt som mulig etter koagulanttilsats, gjerne ved innløpet til filteret. Innblandingen av polymer synes normalt ikke å være noen kritisk faktor (6).

Dersom man bruker separate flokkuleringsbasseng eller rørflokkuleringsreaktorer er det normalt gunstig å tilsette polymer til flokkuleringsenheten. Optimalt tilsetningspunkt i flokkuleringsreaktoren bør bestemmes under anleggets innkjøringsperiode (6).

I Norge bruker de fleste anleggene med flotasjon/sedimentering og filtrering Al-sulfat som koaguleringsmiddel, mens de fleste vanlige direktefiltreringsanleggene bruker Al-sulfat eller polymerisert Al-klorid. De vannbehandlingsanleggene som har en prosess med direktefiltrering på alkalisk filter benytter i hovedsak jernklorid som koagulant (2).

For direktefiltreringsanlegg vil normalt doseringer på 2-3 mg Al/l være tilstrekkelig, og det er sjelden behov for høyere koagulantdose enn 5 mg Al/l (6).

Tabell D.4.2.3 viser de erfaringsverdier som vanligvis legges til grunn ved dimensjonering av koaguleringsstrinnet (6). Det finnes også koagulerings- og filtreringsanlegg som bruker andre koaguleringskemikalier enn de som er nevnt i tabellen, som kitosan eller jernsulfat ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$).

Koagulant	Dose (mg Me/l)	Koagulerings-pH
Al-sulfat, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	1,5 – 3,0	5,5 – 6,5
Prepolymerisert Al-klorid	1,5 – 2,5	5,5 – 7,0
Jernklorid, FeCl_3	3,0 – 6,0	4,0 – 5,0 ¹⁾

1) med direktefiltrering i alkalisk filter kan optimal koagulerings- pH være lavere (3,0 – 3,5)

Tabell D.4.2.3. Erfaringstall for koaguleringsstrinnet i direktefiltreringsanlegg (6).

Kitosan er en naturlig og nedbrytbar kationisk biopolymer som produseres fra avfall/restprodukter som reke- og krabbeskall. Kitosan gir ingen restmetallproblemer,

og behandling og disponering av slam forenkles i forhold til ved bruk av metallkoagulanter. Farge lar seg fjerne langt enklere enn TOC ved bruk av kitosan, og den lave reduksjonen i TOC kan ha sammenheng med at kitosan inneholder 50-60 % organisk karbon og at koagulantdoseringen derved tilfører betydelige mengder TOC. Kitosan synes derfor best egnet for råvann med relativt lave NOM-innhold, spesielt der farge/TOC-forholdet er høyt. Dette indikerer relativt lett koagulerbart råvann med høyt innhold av relativt lite omsatt, høymolekylær og aromatisk NOM (7).

Forsøksvirksomhet ved SINTEF i Trondheim har påvist at ved NOM-fjerning med metallbaserte koagulanter og direktefiltrering/kontaktfiltrering er restmetallinnholdet i renvannet, som i henhold til veilederen til drikkevannsforskriften (1) skal være < 0,15 mg Me/l, den bestemmende faktor for nødvendig koagulantdose. Dersom man får for høyt innhold av restmetall er dosen for lav, selv om NOM-fjerningen er tilfredsstillende.

Det har derfor blitt utviklet enkle veiledende modeller for angivelse av nødvendig minimumsdosering som funksjon av NOM-innholdet i råvannet (8).

Modellene er basert på pilotforsøk med råvann med tre ulike NOM-nivå (målt som farge) på 15, 30 og 50 mg Pt/l, lav turbiditet (<0,5NTU) og tomedia kontaktfiltre. For koagulering med aluminiumsulfat og jernklorid gjelder følgende minimumsdoser som funksjon av råvannsfargen (8):

1) Bruk av Al-sulfat (ALG): $\text{Minimumsdose (mg Al/l)} = 0,043 \text{ Farge (mg Pt/l)} + 0,30$

2) Bruk av Fe-klorid (JKL): $\text{Minimumsdose (mg Fe/l)} = 0,107 \text{ Farge (mg Pt/l)} + 0,58$

Bruk av absolutte minimumsdoser gir et snevert område for optimal koagulerings-pH. Det kan derfor være gunstig å øke dosene noe for å gi driftsoperatørene et rimelig bredt "pH-vindu" å drive prosessen innenfor. En økning på 25 % i forhold til verdiene over kan være et fornuftig nivå for praktiske minimumsdoser (8).

Vannbehandlingsanlegg som har koagulering og direktefiltrering i tremediafilter med et marmorsjikt doserer som regel CO₂ oppstrøms filteret for å optimalisere (senke) koagulerings-pH og øke utløsningen av kalsiumkarbonat fra det alkaliske filteret. Karbondioksid (CO₂) og koagulant doseres i samme punkt, eller karbondioksid doseres til en delstrøm som blandes inn i hovedstrømmen før koagulantdoseringen. Dosering av koagulant før karbondioksid innebærer koagulering ved en høyere pH enn det optimale, etterfulgt av et pH-fall, noe som er ugunstig.

Koagulerings-pH bestemmes i hovedsak av type og dose koaguleringskemikalium, råvannskvalitet og CO₂-dosering. Ved bruk av jernklorid som koaguleringskemikalium er imidlertid effekten av CO₂-doseringen neglisjerbar på koagulerings-pH. Jernklorid er en sterk syre, og gir økt oppløsning av den alkaliske filtermassen. Det må imidlertid ikke overdoseres jernklorid i den hensikt å oppnå økt pH-verdi, alkalitet og kalsium i renvannet. Det er direktefiltreringsprosessen alene som bestemmer hvilken mengde jernklorid det er nødvendig å dosere (6).

En alkalisk etterfiltrering gjør koagulerings-/kontaktfiltreringsprosessen mer robust, og åpner rom for redusert koagulantforbruk, spesielt når jernklorid anvendes som koagulant (8).

Tabell D.4.2.4 viser typiske doseringsmengder ved bruk av jernklorid som koagulant i tremedia nedstrømsfilter (6).

Fargetall i råvann, mg Pt/l	Dose, mg Me/l	Koagulerings-pH
15 – 20	3,0 – 3,5	3,8 – 4,2
40 – 50	4,0 – 5,0	

Tabell D.4.2.4. Erfaringstall for doseringsmengder ved bruk av jernklorid i tremedia nedstrømsfilter(6).

I tremediafilteret vil marmorsjiktet fungere som en buffer mot restmetall i renvannet. Dette gjelder spesielt ved bruk av jernklorid der restkonsentrasjonen av jern kan være ca. 0,10 mg Fe/l oppstrøms og 0,03 mg Fe/l nedstrøms den alkaliske massen. Bruk av aluminiumbaserte koaguleringsmidler frarådes der man har surt, bløtt (lav hardhet) råvann, p.g.a. muligheten for et for høyt innhold av restaluminium i renvannet (6).

Tabell D.4.2.5 nedenfor viser erfaringstall for bruk av jernklorid som koagulant i anlegg med direktefiltrering i alkalisk filter.

Fargetall i råvann, mg Pt/l	Dose, mg Me/l	Koagulerings-pH
20 - 50	Ca.10	3,0 – 3,5

Tabell D.4.2.5. Erfaringstall for doseringsmengder ved bruk av jernklorid (uten dosering av CO₂) i alkalisk oppstrømsfilter(6).

Tabell D.4.2.6 på neste side viser hvor mange av de forskjellige typene koaguleringsanlegg som bruker de ulike koagulantene. Tallene er basert på de opplysningene som vannverkene innrapporterte for driftsåret 2004 til Vannverksregisteret (VREG) ved Nasjonalt folkehelseinstitutt.

Kategori vannverk \ Koagulant	Aluminium- sulfat $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	Polymer- isert Al-klorid	Jern- klorid FeCl_3	Jernsulfat $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	Kitosan	Ikke oppgitt	Sum
Flotasjon og/eller sedimentering + filtrering	15	1			1	3	20
Direktefiltrering i sandfiltre	23	17	6	3	1	7	57
Direktefiltrering i 3- mediafilter (eller 2+1), ett filter-medium er alkalisk (Moldeprosessen)	3		25	3	1	1	33
Direktefiltrering på alkalisk filter			31	4			35
Sum	41	18	62	10	3	11	Tot. 1 45

Tabell D.4.2.6. Antall vannverk innen hver kategori som benyttet de ulike koagulantene i 2004 (2).

D.4.2.8 Krav til tekniske anlegg

Byggherren må stille funksjonskrav til anlegget. Dette innebærer at det ut fra en definert dimensjonerende vannmengde og råvannskvalitet stilles krav til rentvannet fra anlegget. Generelt gjelder alle kravene i drikkevannsforskriften (1) til farge, turbiditet, restmetallinnhold, pH, alkalitet, kalsium etc.

Krav til forbehandling av vannet

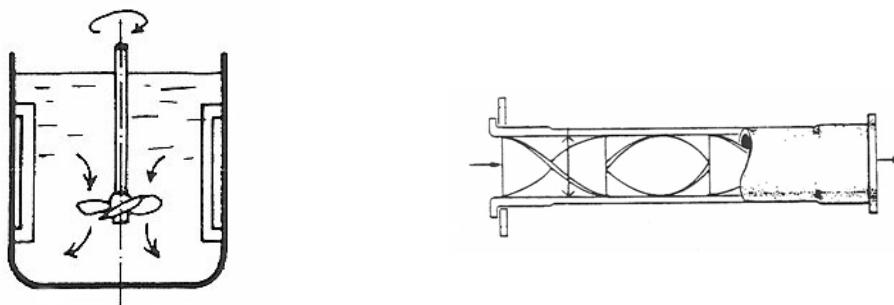
Ved koagulering/direktefiltrering av typisk norsk humusvann kreves normalt ingen forbehandling av vannet bortsett fra det som ligger i pH-kontroll og korrosjonskontroll. Ut over grovsil på inntaksrøret i vannkilden, vil det kun i helt spesielle tilfeller kunne være behov for ekstra partikkelfjerning i form av selvspylende sil o.l. Ved problemer med for høyt innhold av jern eller mangan, kan lufting, for-oksidasjon og lignende være nødvendig (6).

Innblanding av kjemikalier, koagulerings- og flokkuleringskammer

For å oppnå en rask og effektiv innblanding av fellingskjemikaliene er det en fordel at tilsettingen skjer under turbulente forhold. Innblandingen kan foregå på flere måter, som for eksempel ved bruk av:

- Miksekammer med hurtig omrøring, omrøreren skaper kraftig turbulens slik at kjemikaliene som tilsettes i/like før miksekammeret, blandes raskt inn i vannet samtidig som partiklene utsettes for sterke skjærkrefter som påvirker vannfilmen rundt dem.
- Rørinnblandere, med hurtigomrører eller statisk mikser, som sørger for god homogenisering mellom vannstrømmen og kjemikaliestrømmen. Statistiske mikserer kan gi en forholdsvis jevn fordeling av tilsatte kjemikalier, men de tilfører ikke vannet energi til å bryte ned vannfilmen rundt partiklene i vannet, slik at nærkontakten mellom partikler og tilsatte kjemikalier ikke blir like god som ved bruk av kraftig omrører.
- Vannstandssprang, der kjemikaliene tilsettes oppstrøms naturlige vannstandssprang (høydeforskjeller) der det skapes turbulens når vannet møter vannflaten under, for eksempel i forbindelse med overløp (4).

Normalt vil en vanlig hurtigmikser eller statisk mikser være tilstrekkelig ved de koagulantdoser og pH-verdier som normalt anvendes for humusfjerning i Norge, og der utfelt hydroksid synes å spille en dominerende rolle som koaguleringsmekanisme (6). Å få en god innblanding av koaguleringskjemikaliene (koagulantene) i vannet er svært viktig, da koaguleringsreaksjonene skjer meget hurtig. Figur D.4.2.8 viser skisser av miksekammer med hurtigmikser og rørinnblander med statisk mikser. Miksetanken har propellrører og strømningsbrytere langs tankveggen.

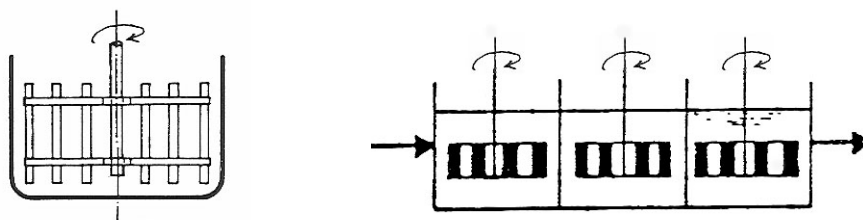


Figur D.4.2.8. Til venstre: Miksetank med propellrører og strømningsbrytere.
Til høyre: Rørinnblander med statisk mikser.

Ved såkalt konvensjonell fullrensing vil man ha separate flokkuleringskammer, der partiklene som feller ut ved koaguleringen ved hjelp av varsom omrøring i vannmassene gradvis bygges opp til større fnokker. Fnokkoppbyggingen er avhengig av kollisjonsfrekvensen mellom partiklene, og denne er avhengig av omrøringsintensiteten og tettheten av partikler i vannet. For kraftig omrøring kan bryte ned istedenfor å bygge opp fnokkene.

Flokkuleringskammer kan utformes på forskjellige måter, men vanligvis bygges flokkuleringsbasseng med flere separate kammer i serie, og med avtagende omrøringshastighet fra kammer til kammer mot utløpet. Det har vært vanlig med tre (4) flokkuleringskamre i serie, og røremekansimen har gjerne vært såkalt padleverk eller

grindrører. Figur D.4.2.9 viser skisse av tre flokkuleringskamre i serie og med røreverk, samt skisse av kammer med grindrører.



Figur D.4.2.9. Til venstre: Kammer med grindrører.

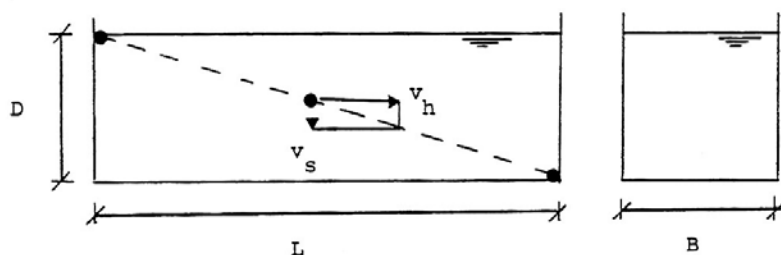
Til høyre: Tre flokkuleringskamre med røreverk i serie.

Flokkuleringsprosessen er avhengig av flere forhold, som bl.a. intensiteten på omrøringen i et flokkuleringskammer, gjerne kalt hastighetsgradienten (G -verdier), og vannets oppholdstid i kammeret. Flokkuleringsgraden vil også være avhengig av fnokkvolumet, og dermed også av hvilke fellingskemikalier som brukes, da dette i stor grad bestemmer fnokkvolumet. Den hastighetsgradienten som gir optimal flokkuleringsgrad ved en gitt oppholdstid og et bestemt fnokkvolum, avtar når antall flokkuleringskamre i serie øker (12). Nødvendig oppholdstid i flokkuleringsenheten vil være avhengig av råvannskvaliteten, men normalt har man operert med en oppholdstid på 30-60 minutter (4). I enkelte tilfeller kompenseres kort flokkuleringstid med tilsetning av hjelpekoagulant for å øke fnokkoppbyggingshastigheten og gjøre fnokkene store og sterke, slik at de lettere kan separeres fra vannet.

En direktefiltreringsprosess vil normalt fungere bra uten separat flokkulering. Dersom man likevel velger å bruke flokkulering i form av separate bassenger eller rørflokkuleringsreaktor, bør disse utformes og drives med omrøringsintensiteter eller hastighetsgradienter (G -verdier) som er betydelig høyere enn det som normalt brukes foran sedimenteringsbasseng. Målet med flokkuleringen er her å skape små, tette fnokker som kan adsorberes til sandkornene og allerede avsatt materiale i filteret, ikke store, godt sedimenterbare, men skjøre fnokker (6).

Sedimentering

I et sedimenteringsbasseng ledes i prinsippet vannet med partiklene inn i den ene enden av bassenget, så strømmer vannet gjennom bassenget mens partiklene bunnfeller og det rene vannet renner ut av bassenget i den andre enden. Den dimensjonerende partikkelstørrelsen, som igjen gir partikkelens synkehastighet, og hastigheten i horisontalretningen blir gitt av den partikkelen som når bunnen og enden av bassenget samtidig. Figur D.4.2.10 viser prinsippskisse av et sedimenteringsbasseng.



Figur D.4.2.10. Prinsippskisse av et sedimenteringsbasseng (4).

Bokstavene i figuren ovenfor betegner følgende parametre:

- D = bassengets dybde (høyden av vannmassene)
- L = bassengets lengde
- B = bassengets bredde
- v_s = partikkelens synkehastighet
- v_h = partikkelens horisontalhastighet

Dersom tiden det tar før partikkelen når bunnen settes lik T er (3):

- Synkehastigheten: $v_s = \frac{D}{T}$ ¹⁾
- Horisontalhastigheten: $v_h = \frac{L}{T} = \text{gjennomstrømningshastigheten} = \frac{Q}{B * D}$, ²⁾
der Q = vannmengde (m^3/t)

Ved å løse ligning ²⁾, $\frac{L}{T} = \frac{Q}{B * D}$, med hensyn på T og sette inn for T i ligning ¹⁾ får vi:

- Synkehastigheten: $v_s = D * \frac{Q}{L * B * D} = \frac{Q}{L * B} = \frac{Q}{A}$, ³⁾

der A = bassengets overflateareal

Dette kalles Hazens sedimenteringsteori, og ligning ³⁾ viser en klar sammenheng mellom synkehastighet og overflateareal, uavhengig av bassengets dybde. Hazens sedimenteringsteori sier at alle partikler som har synkehastighet større eller lik forholdet mellom vannmengden og bassengets overflateareal vil fjernes ved sedimenteringen (4).

Forholdet $\frac{Q}{A}$, dvs. forholdet mellom tilført vannmengde og overflatearealet, kalles overflatebelastning, og betegnes $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{t}$ (kubikkmeter per kvadratmeter per time) eller bare m/t . Dette er den viktigste dimensjoneringsparameteren for sedimenteringsbasseng.

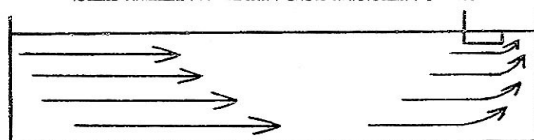
I praksis vil imidlertid ikke sedimenteringsbassengets dybde være uten betydning, blant annet fordi (4):

- visse hydrauliske forhold må tilfredsstilles for å få en stabil og minst mulig turbulent strømning
- gjennomstrømningshastigheten ikke må bli så stor at avsatt slam på bunnen rives bort
- de fleste partikler vil forandre form, størrelse og vekt, og dermed strømningsmønster, under sedimenteringen

Til tross for dette er allikevel overflatebelastningen det viktigste dimensjoneringskriterium, og for vannverk ligger den i området 0,8-1,2 m/t . Dybden i sedimenteringsbassenger er vanligvis 2-2,5 m, og dette gir en normal oppholdstid på 2-3 timer.

Sedimenteringsbasseng kan utformes på flere måter, rektangulære eller sirkulære, og med horisontal eller vertikal strømning. Fordi sedimenteringsbassenger krever store bygningsarealer, har man prøvd å finne fram til bassengtyper som gir økt overflateareal uten at bygningsarealet må øke tilsvarende. Dette vil være bassenger med falske bunner, eller mellombunner, se figur D.4.2.11, samt såkalte lamellsedimenteringsbassenger, se figur D.4.2.12. For hver ny bunn lager man i praksis et "nytt" basseng med samme overflateareal som bunnen har. På nederste eksempel i Figur D.4.2.11. har man altså klart å lage 4 identiske sedimenteringsbassenger på samme areal som det ene i øverste eksempel, og dermed er overflatebelastningen redusert til $\frac{1}{4}$.

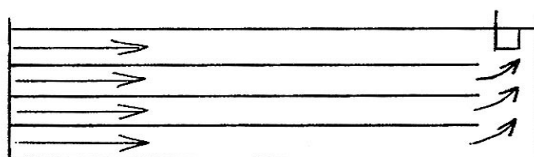
SEDIMENTERINGSBASSENGER



Sedimenteringsbasseng uten falsk bunn.

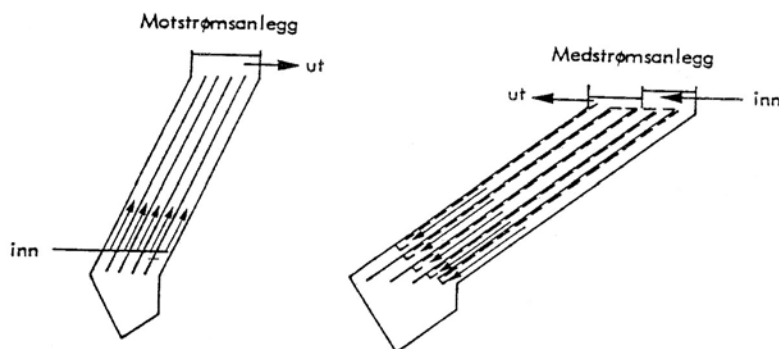


Sedimenteringsbasseng med falsk bunn.



Sedimenteringsbasseng med flere falske bunner.

Figur D.4.2.11. Skisser av sedimenteringsbasseng med og uten falske bunner (3).



Figur D.4.2.12. Skisse av lamellsedimenteringsanlegg (4).

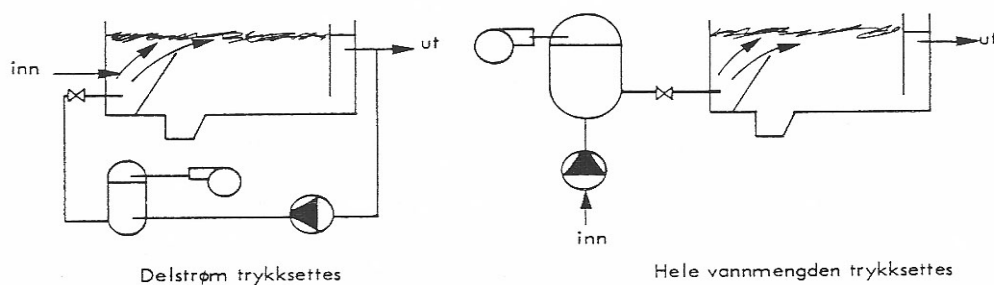
Ulempen med bassenger med flere bunner er at slamuttappingen blir vanskeliggjort, men i lamellsedimenteringsbassenger løses dette når lamellene er skråstilt. Slammet sedimenterer ned på lamellene (platene) og glir ved gravitasjon ned i underliggende slamlomme. Ved lamellsedimentering kan byggearealet reduseres med opptil 10 ganger i forhold til ved konvensjonell sedimentering. Anleggene er imidlertid noe mer ømfintlige og vanskelige å drive enn de konvensjonelle sedimenteringsanleggene. I tillegg til de to typene lamellsedimenteringsanlegg som vises i Figur D.4.2.12 finnes det også tverrstrømslamellsedimenteringsenheter.

Flotasjon

Flotasjon er et alternativ til sedimentering. I et flotasjonsbasseng skilles fnokkene fra vannet ved at små gassbobler hefter seg til partiklene som stiger opp til overflaten av vannmassene, der fnokkene så danner et slamteppe. Slammet fjernes forsiktig med slamskraper(r) som går over hele bassengets bredde og lengde. Gassboblene skapes ved at luft oppløses i vann under høyt trykk, og når trykket deretter reduseres, frigjøres luften i form av små luftbobler. Man utnytter her den naturloven som tilsier at når vann er overmettet med en gass, vil gassen lettest frigjøres i kontakt med partikler.

I vannrenseteknikken er det hovedsakelig 2 alternative utforminger som benyttes, se figur D.4.2.13 (4):

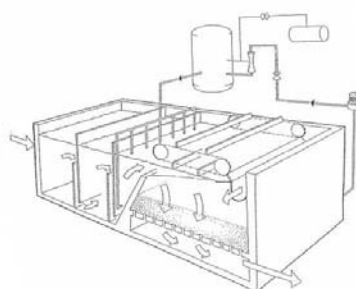
- a) Anlegg der kun en delstrøm av det rensede vannet trykkes
- b) Anlegg der hele vannmengden trykkes



Figur D.4.2.13. Prinsipiell utforming av flotasjonsanlegg (4).

En fordel med flotasjon i forhold til sedimentering er at arealbehovet er mindre, da "overflatebelastningen" vanligvis ligger i området 3-5 m³/t og oppholdstiden er 20-50 min (4). Luft-fnøkkenes "stigehastighet" er mye høyere enn fnøkkenes synkehastighet ved sedimentering.

En spesiell variant av flotasjon er det som kalles "FLOO-filtrering", der flotasjon og filtrering foregår i ett og samme basseng, se figur D.4.2.14.



Figur D.4.2.14. Skisse av et FLOO-filter (Purac AB, Sverige).

Vannproduksjon og filtreringshastighet

Den nødvendige netto vannproduksjonen kan være et kriterium for valg av dimensjonerende filtreringshastighet. Dette innebærer at vannproduksjonen (m³) per flateenhet (m²) og tidsenhet (døgn) søkes maksimert, for derved å minimalisere både nødvendig filterareal og mengde spylevann i hver filterspyling.

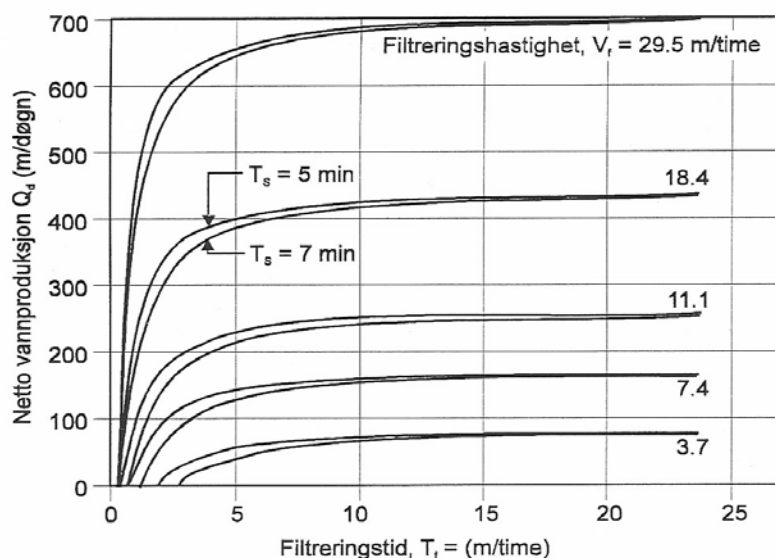
For å hindre overbelastning og sterk slitasje på ventiler, pumper og annet utstyr som anvendes under tilbakespylingsprosessen, bør filtersykluslengden være minimum 6 timer. Kortere sykluser medfører en rask økning i spylevannsforbruk, og påvirker netto vannproduksjon i negativ retning. Den relative andelen av modningsvann med forringet kvalitet, dvs. vannmengden som produseres en viss tid etter avsluttet spyling, øker også med avtagende sykluslengde (6).

Ved bruk av behandlet vann for tilbakespyling av filtre, og der modningsvannet ikke kjøres til avløp, kan netto vannproduksjon beskrives ved følgende ligning (6):

$$Q_d = \frac{24}{T_p} - (V_f T_f - V_s T_s), \text{ der;}$$

Q_d	=	netto vannproduksjon, $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{døgn} = \text{m/d}$
V_f	=	filtreringshastighet, m/t
V_s	=	tilbakespylingshastighet, m/t
T_p	=	total filtersykluslengde/periodelengde = $T_f + T_s + \Delta T$, timer
T_f	=	filtreringstid fra start til stopp av filtreringen, timer
T_s	=	vannspyletid, timer
ΔT	=	nødvendig tid for luftspylinger, ventilmanøvringer etc., timer
24	=	konstant for 24 timer per døgn, t/d

Figur D.4.2.15 viser en grafisk framstilling av sammenhengen mellom netto vannproduksjon og filtreringstid ved ulike filtreringshastigheter. Det framgår av figuren at netto vannproduksjon, Q_d , og dermed nødvendig filterareal, påvirkes lite av filtreringstiden T_f så lenge denne er minimum 5-6 timer. Videre viser figuren at filtreringshastigheten V_f er helt avgjørende for netto vannproduksjon og dermed nødvendig filterareal (6).



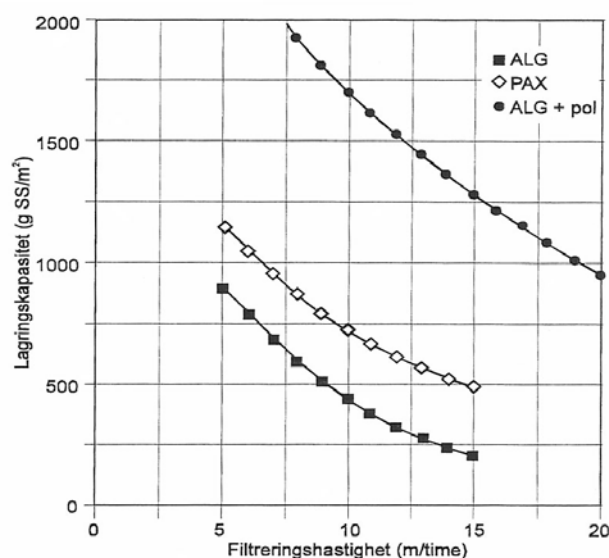
Figur D.4.2.15. Beregnet sammenheng mellom filtreringshastighet, filtreringstid og netto vannproduksjon fra et filter ($V_s = 76 \text{ m/t}$, $\Delta T = 4 \text{ min}$) (6).

Filtersykluslengde og filtreringstid vil avta med økende filtreringshastighet. Å klarlegge denne sammenhengen er et av hovedmålene med pilotforsøk. Sammenhengen er avhengig av bl.a. råvannskvalitet og koagulantdose i de enkelte tilfeller, men med utgangspunkt i pilotforsøk er sammenhengen beskrevet empirisk ved en enkel regresjonsmodell for typiske norske humusvanntyper. Modellen har vist seg å gi god overensstemmelse med observerte data fra flere anlegg (6);

- 1) $T_f = -4,5 + \frac{80,6}{V_f}$ Gjelder råvann med farge 30-45, koagulert med Al-sulfat
- 2) $T_f = -4,6 + \frac{182}{V_f}$ Gjelder råvann med farge 20-40, koagulert med Al-sulfat og med 0,1 mg/l non-ionisk polymer tilsatt i filterkolonnen

Fra de ovenstående ligningene, som viser sammenhengen mellom filtreringstid og filtreringshastighet, ser vi at dosering av polymer i størrelsesorden 0,1 mg/l gir en klar økning i filtreringstid (T_f). Alternativt tillater dette bruk av høyere filtreringshastigheter (V_f) og fortsatt opprettholdelse av filtreringstid og filtersykluslengder på minimum 6 timer, noe som kan redusere kravet til nødvendig filterareal og spylekapasitet for hver spyling (6).

Beregninger av filtersykluslengder kan også baseres på data om lagringskapasitet i filtersengen ved ulike filtreringshastigheter og ved ulike kjemikaliekombinasjoner. Figur D.4.2.16 viser eksempel på et filters lagringskapasitet, angitt som gram suspendert stoff (SS) per m² filterareal før turbiditetsgjennombrudd ved ulike kjemikaliekombinasjoner som funksjon av filtreringshastigheten.



Figur D.4.2.16. Beregnet sammenheng mellom filtreringshastighet, filtreringstid og netto vannproduksjon fra et filter ($V_s = 76 \text{ m/t}$, $\Delta T = 4 \text{ min}$) (6).

Kjemikaliene som er brukt i de tre tilfellene vist i ovenstående figur er henholdsvis aluminiumsulfat (ALG), polymerisert aluminiumklorid (PAX) og aluminiumsulfat + 0,1 mg/l av polymeren LT 20 (ALG + pol). Mengden suspendert stoff som avsettes i filteret er avhengig av vannets farge og turbiditet samt koagulantdosen og eventuelt polymerdosen (6).

Forsøk har vist at filterenes driftstid med kitosan som koagulant er lenger enn med metallsalt, noe på grunn av redusert belastning av suspendert stoff (det felles ikke ut metallhydroksid), men mest på grunn av kitosanets evne til å lage bedre filtrerbare fnokker som ikke brytes opp i filteret (10).

Filtreringshastigheten er som tidligere nevnt, svært avgjørende for netto vannproduksjon og dermed for nødvendig filterareal og pumpekapasitet for spyling av et filter. Filtreringshastigheten må velges slik at vannkvalitetskravene oppfylles, og slik at filtersykluslengden blir minimum 6 timer. Dette krever normalt filtreringshastigheter på ca. 8 m/t eller lavere når aluminiumsulfat anvendes som koagulant alene, og ca. 16 m/t eller lavere når polymer tilsettes i tillegg som filtreringshjelpemiddel. For å utnytte de gevinstmulighetene som ligger i bruk av polymer-forbindelser, må vannbehandlingsanlegg dimensjoneres for dette. Dersom man dimensjonerer et direktefiltreringsanlegg for en filtreringshastighet på 7-8 m/t eller lavere, vil polymerdosering kun representere en hydraulisk reservekapasitet og bare en marginal reduksjon i spylevannsforbruk og spyleslamproduksjon (som et resultat av økt filtersykluslengde) (6).

Gevinstene som ligger i bruk av polymer, i tillegg til høyere dimensjonerende filtreringshastighet og økt netto vannproduksjon, er følgende (6):

- Redusert filterareal og filtervolum, inkludert filtermedium og bunnarrangementer
- Redusert areal og volum av overbygget
- Reduserte krav til ventilasjon grunnet mindre bygningsvolum og redusert areal av eventuelle åpne vannflater (filterbassenger)
- Redusert nødvendig spylepumpekapasitet og redusert bassengvolum for oppsamling av spylevann
- Redusert produksjon av spylevann per spyling

Det er imidlertid av avgjørende betydning at prosessautomatisering og driftsopplegg er tilpasset bruk av økt dimensjonerende filtreringshastighet slik at det oppnås tilfredsstillende driftsstabilitet.

Kontinuerlig spykende oppstrømsfiltre kan dimensjoneres ut fra slamlagringskapasiteten. For kjemiske fnokker og metallhydroksider er den maksimale slamlagringskapasiteten, SS_{ack} , normalt ca. $600 \text{ g/m}^2 \cdot \text{t}$. Nødvendig filterareal, A , i m^2 kan da beregnes etter formelen nedenfor der Q , i m^3/t , er den hydrauliske belastningen og SS , i g/m^3 , er konsentrasjonen av suspendert stoff i strømmen av koagulert vann som føres inn på filteret (6):

$$A = (Q \cdot SS) / SS_{ack}$$

Filtreringshastigheten i oppstrømsfiltre må imidlertid ikke være så høy at man får fnokk-erosjon (ca. 15 m/t) eller lokal fluidisering eller bevegelse av filterkornene. Det har av denne grunn vist seg vanskelig å operere oppstrøms sandfiltre med minste kornstørrelse på ca. 1 mm med høyere filtreringshastigheter enn 10-13 m/t. Oppstrømsfiltre anvender derfor større filterkorn enn nedstrømsfiltre, og må av den grunn ha noe dypere filterseng. I de nordiske landene dimensjoneres ofte kontinuerlig spylende oppstrømsfiltre for en filtreringshastighet i området 7-9 m/t (6).

Ved bruk av nedstrøms to- eller flermediafiltre, samt oppstrømsfiltre, vil man normalt oppnå lengre filtersykluser og større slamlagringskapasitet, noe som muliggjør høyere filtreringshastighet, enn ved bruk av nedstrøms én-mediafiltre.

Et kontinuerlig spylende sandfilter skiller seg fra diskontinuerlige oppstrøms- og nedstrømsfiltre ved at vannproduksjonen foregår kontinuerlig fordi det ikke oppstår noen modningsfase for filterne.

Nedstrøms 3-mediafilter med alkalisk masse ("Moldeprosessen") må dimensjoneres ut fra to forhold (6):

- Det skal være tilstrekkelig oppholdstid i den alkaliske filtermassen til at en oppnår ønsket pH, alkalitet og kalsiuminnhold i renvannet.
- Det skal være akseptable filtreringshastigheter for direktefiltrering.

Anlegg for koagulering og direktefiltrering i alkalisk filter, dimensjoneres også ut fra to forhold (6):

- Det skal være tilstrekkelig oppholdstid i den alkaliske filtermassen til at en oppnår ønsket pH, alkalitet og kalsiuminnhold i renvannet.
- Det skal være akseptable filtreringshastigheter for direktefiltrering i og med at all partikkelseparasjon skjer i den alkaliske filtermassen.

Utforming av filtre

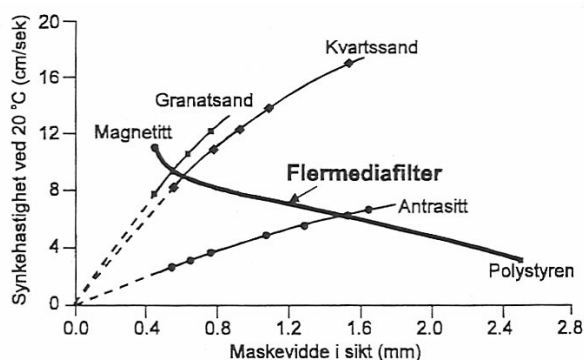
Basert på filtreringsteorien og ønsket om en filterseng der partiklene avsettes jevnest mulig over hele filtersengens dybde for dermed å minimalisere trykktap og maksimere filtersykluslengden, ønskes en filterseng der kornstørrelsen avtar i vannets strømningsretning. Dette ønsket kan enkelt oppfylles i oppstrømsfilter, der spyleprosessen bevirker at det skjer en lagdeling i filtersengen med de minste kornene på toppen og en gradvis økning av kornstørrelsen ned mot filterbunnen. Dette skyldes at de største kornene sedimenterer raskest (6).

I nedstrømssystemer må ønsket om en korngradering fra grov til fin ovenfra og nedover i filtersengen oppfylles ved bruk av to eller flere filtermedier med ulik spesifikk vekt. Grovere antrasittkorn kan dermed ligge over mindre sandkorn, fordi antrasittkorn med størrelse 1mm og spesifikk vekt 1,4 kg/l sedimenterer betydelig langsommere enn

sandkorn med størrelse 0,5 mm og spesifikk vekt 2,6 kg/l. Ved dimensjonering av to- eller flermedia filtersenger må man altså ta hensyn til følgende:

1. Mediene må ha ulik synkehastighet for å opprettholde den innbyrdes lagdelingen. Kornene i et filterlag må ha lavere synkehastighet enn kornene i laget under, slik at filtersengens opprinnelige lagdeling opprettholdes, og man unngår sammenblanding av filterlag når kornene i de ulike lag synker på plass etter avsluttet tilbakespyling.
2. Mediene må ha ulik kornstørrelse for å oppfylle ønsket om en god utnyttelse av filtersengens totale dybde. Kornene i et filterlag må være større enn filterkornene i laget under, slik at man får en god fordeling av partikkelavsetninger i hele filtersengens dybde, noe som igjen minimaliserer trykktap og maksimerer lagringskapasitet og sykluslengde.

Figur D.4.2.17 viser synkehastighet av filterkorn av ulik type, spesifikk vekt og størrelse.



Type filtermedie. Spes. vekt
(kg/m³)

Polystyren	1040
Antrasitt	1400
Kvartssand	2650
Granatsand	3830
Magnetitt	4900

Figur D.4.2.17. Synkehastighet som funksjon av kornstørrelse for ulike typer filtermedier, og eksempel på valg av filtermaterialer til en flermediaseng (basert på Ives 1979) (6).

Valg av kornstørrelse langs en vertikal linje i dette diagrammet vil oppfylle kriterium 1) ovenfor, men ikke kriterium 2). Valg av kornstørrelse langs en horisontal linje vil oppfylle kriterium 2), men ikke 1). Dette innebærer at valg av filtermedier, dvs. lag med ulik kornstørrelse, bør skje etter en hellende linje som vist i eksemplet i figuren over. Et tomediafilter bestående av kvartssand med korndiameter 0,6 mm og antrasitt med kornstørrelse 1,5 mm vil oppfylle begge kriteriene, benevnt 1) og 2) ovenfor, til en hensiktsmessig filterseng. Vanlig anvendte lagtykkelser er 50 cm antrasitt over 30 cm sand (nedstrøms tomedia filter) (6).

Tabell D.4.2.7 nedenfor gir anbefalinger vedrørende filterkorndiameter, lagtykkelse og understøttende lag for ulike filtertyper.

Filtertype	Korngradering (mm)	Lagtykkelse (m)	Støttelag
Oppstrøms 1-media sandfiltre	1-3	1,5-2	0,1 m, 3-5 mm grus 0,1 m, 5-10 mm grus
Oppstrøms kontinuerlig spylende sandfiltre	0,9-1,2	2-2,5	Ikke aktuelt
Nedstrøms 2-media antrasitt (A)/sand (S) filtre	0,8-1,6 (A) 0,4-1,0 (S)	0,5 0,3	0,1 m, 1-2 mm sand 0,1 m, 2-5 mm grus 0,1 m, 5-10 mm grus

Tabell D.4.2.7. Oversikt over korngraderinger og lagtykkelser i ulike typer filtre (6).

Behandling av typisk norske råvann med metallbaserte koagulanter har vist at minimumskornstørrelsen i en filterseng ikke bør være for stor; et filter med en minstekornstørrelse på 0,8 mm ga eksempelvis et restmetallinnhold godt over kravet på 0,1 mg Me/l, og en turbiditet om lag dobbel så høy som fra et parallelt drevet filter med minstekornstørrelse på 0,4 mm. Det synes derfor nødvendig å anvende relativt liten minimumskorndiameter for å hindre lekkasje av dårlig filtrerbare partikler (7).

Uheldige effekter av grove korn kan imidlertid kompenseres ved å øke filterdybden. Fordeler som følger med et dypere filter med noe større korn er en senere trykktapsoppbygging og lengre driftstider (større lagringskapasitet) (10).

De fleste vannverk i Norge med koagulering og direktefiltrering i 2-media nedstrømsfiltre benytter sand og antrasitt som filtermedier. Men det finnes også anlegg som benytter sand og Filtralite (ekstrudert brent leire, forskjellig tetthet og kornstørrelse). I et 3-mediafilter kan de tre filtermediene for eksempel være:

- 1) sand, antrasitt og et plastmedium,
 - 2) antrasitt eller Filtralite
 - 3) to forskjellige plastmedier
- over sand og et bunnlag av granatsand, eller
i tillegg til sand.

Selve filtersengen hviler normalt på et støttesjikt av grus i flere lag med økende kornstørrelse. Valg av underliggende støttelag er viktig med tanke på å unngå at nedre filterlag trenger inn i støttelaget og delvis blokkerer dette, noe som skaper økt trykktap og som kan gi problemer knyttet til fordeling av spylevannet, kanaldannelse og forstyrrelse av filtersengen. Det finnes erfaringer fra anlegg i drift som har måttet bytte filtermaterialer fordi spranget mellom kornstørrelse i nedre filterlag og i øvre filterlag var for stort (6).

I nedstrøms 3-media filtre med marmorsjikt ("Moldeprosessen") vil det være et lag med sand og et lag med antrasitt over marmorgrusen, og partikkelseparasjonen skjer i sand- og antrasittlagene. Sanden er mer finkornet enn antrasitten, men siden den er tyngre

(høyere spesifikk vekt) enn antrasitten vil sanden ligge under denne etter spyling, og vannet møter derfor den groveste (størst korndiameter) filtermassen først.

For antrasitt- og kvartssandlaget er det ønskelig å oppnå en noenlunde lik trykktapsoppbygging for hvert av lagene ved filtrering. For å oppnå en god filtrering foran den alkaliske massen, blir det valgt et finkornig kvartssandlag, vanligvis med korngradering 0,4-0,6 mm. Graderingen på antrasittlaget er avhengig av råvannskvalitet. Ved en god råvannskvalitet, med fargetall < 25 mg Pt/l, vil det normalt være gunstig med en finere antrasitt, 0,8-1,6 mm. Ved dårligere råvannskvalitet, med fargetall > 40 mg Pt/l, vil det normalt være gunstig med en grovere antrasitt, 1,4-2,5 mm (6).

Trykktapet bestemmer dybden på antrasittlaget og kvartssandlaget, men hvert lag bør minimum være 40 cm dypt. Ved for høy trykktapsoppbygging blir spylefrekvensen kort, og faren for gjennombrudd i filteret øker. Spylefrekvensen (tiden mellom hver spyling) bør ikke være under 6 timer, og kort spylefrekvens tyder på at det ikke er etablert en optimal filtersammensetning, eller at filtreringshastigheten er for høy (6).

Tykkelsen på sjiktet med alkalisk filtermasse og kornstørrelsen på massen er avgjørende for utformingen av filtersengen. De to vanligste graderinger av marmorgrus er 0,5-2,0 mm og 1,0-3,0 mm. Ved finere kornstørrelse kan kravet til oppholdstid reduseres (6);

- Ved kornstørrelse 0,5-2,0 mm vil dimensjonerende oppholdstid være ca. 15 min.
- Ved kornstørrelse 1,0-2,0 mm vil dimensjonerende oppholdstid være ca. 20 min.

Det forutsettes at veiledende verdier for korrosjonskontroll overholdes, og at det doseres CO_2 . Eksempelvis vil et filter med et lag på 70 cm antrasitt med størrelse 1,4-2,5 mm, 50 cm sand med størrelse 0,4-0,6 mm og 150-200 cm marmor med størrelse 1-3 mm, og en midlere filtreringshastighet på ca. 5 m/t, ivareta hensynet både til tilfredsstillende direktefiltrering og alkalisering/karbonatisering uten sluttjustering av pH med lut (6).

I bunnen av filtrene må det være et slisserørsystem eller en dysebunn som transporterer renvannet ut av filteret, og som fordeler tilførsel av vann/luft ved spyling. Filteret bygges i bunnen opp av et støttelag med puk som beskytter filterbunnen med slisserør eller dyser, og to ulike graderinger gir best beskyttelse mot innblanding av finere fraksjoner. Det er ved utforming av fordelingssystemet for vann og luft viktig å sørge for god fordeling over hele filterarealet ved spyling (6).

Der det foretas koagulering og direktefiltrering i alkalisk filter, er det alkaliske filteret bygget opp av knust kalsiumkarbonat eller dolomitt, og med kornstørrelse som varierer fra 0,5-2 mm og til 3-8 mm i diameter. Etter hvert som den alkaliske filtermassen oppløses vil kornstørrelsen reduseres, og en filtermasse som i utgangspunktet hadde kornstørrelse 1-3 mm vil etter en tid ha kornstørrelse < 1 -3 mm. Det er uklart i hvilken grad akkumuleringen av slam reduserer oppløsningshastigheten av den alkaliske filtermassen. Bunnen av filteret må utformes slik at det ikke dannes kanaler i filtermassen, og det benyttes derfor spesialutformede bunnsystemer (6).

Nødvendig midlere oppholdstid er 10-25 minutter i alkalisk filtermasse forutsatt at (6):

- massen er marmorgrus med størrelse 1-3 mm
- pH i vannet inn på filteret er ca. 3-3,5 eller lavere
- kalsiuminnholdet i råvannet er mindre enn 5 mg Ca/l
- vanntemperaturen er 2-14 °C

I et oppstrøms 1-media filter med 2-2,5 m dybde på den alkaliske filtermassen, har en midlere filtreringshastighet på ca. 10 m/t gitt tilfredsstillende kvalitet på renvannet med unntak av periodevis noe høyt innhold av restjern (jern-forbindelse som koagulant) (6).

Prosesstyring

Som nevnt tidligere, kan raske variasjoner i råvannskvalitet skape problemer i koaguleringsstrinnet. Koagulantdosen kan derfor med fordel styres av fargetall, UV-absorpsjon eller DOC (løst organisk karbon) i råvannet. Problemene med slikt kontinuerlig målende utstyr er imidlertid at det er dyrt, og at det krever hyppig renhold og kalibrering. Dosering av koagulant kan også styres etter måling av partikkelladning, men dette er lite brukt i Norge. Norske overflatevann har generelt lav ledningsevne, hvilket gjør at partikkelladningen er vanskelig målbar og derfor ikke egnet som styringsparameter for dosering av koagulant, samt at utstyret for slik prosessstyring er dyrt (6).

Turbiditet er en parameter som relativt lett og rimelig lar seg måle kontinuerlig i renvannet ut fra filtre. Turbiditet har vist seg å være relativt godt korrelert til andre aktuelle prosessparametere som farge og restkoagulant, og gjør parameteren godt egnet for overvåkning av partikkellekkasje gjennomfilteret, og derved for styring av koagulantdose og koagulerings-pH, samt for deteksjon av gjennombrudd i filtre. Også i relasjon til filterenes modningsperiode har turbiditet vist seg å være en sensitiv og god parameter (6). Partikkeltelling utført på renvannet fra hvert enkelt filter, kan også være en god metode å overvåke funksjonen av det enkelte filteret både med hensyn til partikkellekkasje og gjennombrudd.

Trykktap og trykktapsfordeling over filtersengen kan gi nyttig informasjon om hvorvidt filtersengens sammensetning er tilpasset vannet som skal filtreres. Trykktapsfordelingen i filteret gjenspeiler lagringsfordelingen av partikler/slam, og målet er å oppnå et så jevnt trykktap (jevn lagring) som mulig over hele filtersengens dybde. En stor lagringsandel, dvs. stort trykktap, i øvre del av filterlaget er et tegn på at filterkornene i dette laget er for små eller at det opereres med for høy dose av polymer (hjelpokoagulant) (6).

Koagulerings-pH er som tidligere nevnt en svært viktig styringsparameter. Det kan være fornuftig å plassere pH-elektroden i utløpet fra filteret. Dette gir normalt noe høyere pH enn om sonden var plassert mellom koaguleringsstrinn og filter, men fordelene er at man unngår utfellingsproblemer/beleggdannelse på elektroden (6).

Filtre bør drives med konstant eller avtagende vannføring (filtreringshastighet) over en syklus. Økning av filtreringshastighet vil forstyrre balansen mellom fastholdingskrefter

og løsrivingskrefter inne i filtersengen, med det resultat at kvaliteten på filtratet (renvannet) blir dårligere. Omfang og varighet av en slik forringelse av vannkvaliteten øker med graden av slamavsetning i filteret, dvs. antall driftstimer filteret har siden siste spyling. Av samme grunn bør man unngå stans og påfølgende start av filtreringsprosessen uten mellomliggende spyling, eksempelvis som følge av signal om høy vannstand i renvannstank eller høydebasseng (6).

Som regel velges en tidsstyrt filterspyling. Da unngår man at flere filtre går i spyling samtidig, og en kan eventuelt legge spylingen til tider av døgnet med lite forbruk, eller til tider når anlegget er bemannet hvis det er ønskelig. Valg av tid mellom hver filterspyling må baseres på pilotforsøk og/eller driftserfaring. Tidsstyrt tilbakespyling bør overstyres av turbiditet og eventuelt trykktap, med samtidig varslingsalarm.

For anlegg med koagulering og direktefiltrering i nedstrøms 3-mediafilter ("Moldeprosessen") er de viktigste prosessstyringsparametere koagulerings-pH, trykktap over filteret og turbiditet og pH-verdi i renvannet.

I oppstrøms alkalisk filter er tilsatsen av koagulant (jernklorid) gjerne proporsjonal med vannmengden inn på filteret, og vannmengden er derfor den eneste prosessstyringsparameter som må måles når det gjelder dosering av kjemikalier. Men koagulerings-pH, trykktap over filteret og turbiditet (evt. partikkeltelling) og pH-verdi i renvannet bør også måles med tanke på overvåking av prosessen.

Tilbakespyling av filtre

Filtre tilbakespyles normalt med vann eller vann og luft. Vanligst er sekvensiell spyling med vann, så luft, og så vann til slutt for å reetablere lagdelingen i filtersengen. Det finnes også systemer for samtidig bruk av luft og vann, og systemer som utnytter spesielle dyser eller tilsvarende for overflatevask.

Partikler (slam) fjernes fra filterkornene under tilbakespylingen hovedsakelig på grunn av vannets store hastighet (løsriving) og filterkornenes innbyrdes bevegelse. Vannhastigheten må være så stor at filtermassen løftes delvis opp (ekspanderer) og filterkornene gnis mot hverandre. Men vannhastigheten må ikke være så stor at filtermassen spyles vekk. En tilbakespylingshastighet som gir omtrent 30 % ekspansjon (utvidelse) av massen i filtersengen skal gi en optimal "skureeffekt" mellom filterkornene. Vannets spyleeffekt øker med økende tilbakespylingshastighet. Normalt anvendes hastigheter på 30-70 m/time. I oppstrømsfiltre anvendes noe høyere hastigheter enn i nedstrømsfiltre siden sandkornene normalt er større og derved vanskeligere å fluidisere (6).

Normal spyletid for vann er 4-8 min. Luft anvendes normalt i kortere tid, 1-2 min, og med hastigheter omtrent som for vann eller noe lavere. Bruk av luft alene medfører normalt en viss komprimering av filtersengen. Vann bør anvendes først for å fjerne mesteparten av slammet fra filtermassen. Så kan luftspyling anvendes for å oppnå en ytterligere skuring og rengjøring av filterkornene, og til slutt spyles med vann igjen for å fjerne løsrevne partikler (slam) etter luftspylingen og for å reetablere lagdelingen i filteret. Enkelte leverandører tilbyr egne og ofte patenterte spylesystemer, eksempelvis

basert på filterdyser med en spesialisert utforming, og spyleopplegget kan da avvike fra beskrivelsen over (6).

I kontinuerlig spykende oppstrømsfiltre vaskes sanden kontinuerlig. Sanden pumpes opp fra bunnen av filteret til en sandvasker der sanden spyles med renvann, og ferdig vasket sand føres så tilbake til toppen av filtersengen.

Ved tilbakespyling av 3-media nedstrømsfiltre kan man benytte råvann eller renvann, og erfaringer har vist at best spyleresultat oppnås ved en kombinasjon av luft og vann. Når luft blåses inn i filteret opphører lagdelingen basert på kornstørrelse, og man får omblending av de forskjellige filtermediene. Når filteret deretter spyles med vann, vil filtermassene igjen samle seg i separate lag bestemt av filtermedienes synkehastighet. Man må ikke spyle så kraftig at filtermassen følger med spylevannet ut, men heller ikke så forsiktig at det ikke oppnås tilfredsstillende lagdeling. Tilbakespylingen kan være tidsstyrt eller styrt av trykktapet over filteret eller turbiditeten i renvannet. Dersom filtersengen for eksempel består av et lag antrasitt i størrelsesorden 1,4-2,5 mm, sand med diameter 0,4-0,6 mm og marmor med størrelse 1-3 mm, er anbefalt spylehastighet i området 60-70 m/time (6).

Ved anlegg med koagulering og direktefiltrering på alkalisk filter kan også tilbakespylingen være styrt av trykktapet over filteret eller turbiditeten i renvannet, men den er som regel tidsstyrt, og med spyling 1-4 ganger per døgn. Dersom filteret har installert en mekanisk omrører for blanding av filtermassen under spyling (alternativ til bruk av luft), tar spylingen normalt 3,5 min (6).

Alkalisering og karbonatisering

For å bedrive korrosjonskontroll må vannverk med direktefiltreringsanlegg, og som ikke har filter med alkalisk masse, tilsette kjemikalier for å alkalisere og karbonatisere vannet. Se for øvrig kap. D.5 om korrosjonskontroll.

En gjennomgang av opplysninger vannverkene har gitt til Vannverksregisteret (8) ved Nasjonalt folkehelseinstitutt viser en rekke ulike løsninger når det gjelder korrosjonskontroll. Totalt er det anført ca. 15 forskjellige måter og kombinasjoner for å alkalisere/karbonatisere drikkevannet. Det er i hovedsak de vannverkene som har koagulering og direktefiltrering i "vanlige" sandfiltre som foretar korrosjonskontroll ved dosering av kjemikalier, og av de totalt 57 vannverkene i denne kategori er det kun 6 som ikke har gitt informasjon om tilsetning av alkalier, enten fordi de ikke foretar slik dosering eller ikke har innrapportert type kjemikalium(-ier).

Det vanligste blant vannverkene i denne kategori er bruk av lut til pH-justering, og ca. 21 % av disse vannverkene har kun denne form for korrosjonskontroll. De metodene som er nest mest brukt, er dosering av vannglass eller tilsetning av mikronisert marmor (CaCO_3 -slurry) og lut. Like mange vannverk (12 %) oppgir at de benytter den ene eller andre av disse metodene. Tabell D.4.2.8 nedenfor gir en oversikt over hvor mange vannverk med vanlige direktefiltreringsanlegg som benyttet de ulike metodene for alkalisering, karbonatisering og pH-justering i Norge i 2004 (2).

Kjemikalier brukt for alkalisering, karbonatisering og/eller pH-justering	Antall vanlige direktefiltreringsanlegg som benytter de ulike sammensetninger av kjemikalier
Lut, NaOH (flytende)	12
Vannglass	7
Mikronisert marmor, CaCO_3 (slurry) + lut, NaOH	7
Mikronisert marmor, CaCO_3 (slurry)	5
Lesket kalk, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (hydratkalk) + CO_2	4
Mikronisert marmor, CaCO_3 (slurry) + lut, NaOH + CO_2	4
Lut, NaOH + vannglass	4
Mikronisert marmor, CaCO_3 (slurry) + vannglass	3
Lesket kalk, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (hydratkalk)	2
Ulesket kalk, CaO (brent kalk) + CO_2	1
Kalsinert soda, Na_2CO_3 (natriumkarbonat)	1
Kalsinert soda, Na_2CO_3 (natriumkarbonat) + lut, NaOH	1
Ikke oppgitt bruk av alkalier eller typer alkalier	6

Tabell D.4.2.8. Metoder for alkalisering, karbonatisering og pH-justering ved direktefiltreringsanlegg i 2004 (2).

Som vi ser av tabellen ovenfor finnes en rekke kombinasjonsmuligheter når man skal alkalisere, karbonatisere og/eller justere pH i vannet, og det er mange faktorer å ta hensyn til i tillegg til selve prosessen (ledningsnett, areal, tilgjengelighet etc.).

Av tabell D.4.2.8 ser vi at ca. en tredjedel av vannverkene bruker en slurry av mikronisert marmor, CaCO_3 , for korrosjonskontroll. Når CaCO_3 -slurry anvendes for korrosjonskontroll i kombinasjon med koagulering og direktefiltrering, skal man være oppmerksom på at man ikke kan betrakte de to prosessene separat når anlegget skal optimaliseres, fordi de to prosessene påvirker hverandre i større grad enn når koagulering/direktefiltrering kombineres med andre prosesser for korrosjonskontroll. Bakgrunnen for dette er at all CaCO_3 må doseres foran koagulering og direktefiltreringstrinnet for å unngå at uoppløst marmor føres ut av anlegget og gir høy turbiditet i utløpsvannet. Den relativt høye dosen CaCO_3 vil øke pH i koaguleringstrinnet, og pH-verdien må da reduseres til optimalt nivå via økt CO_2 -dose

og/eller økt koagulantdose, noe som vil påvirke driftskostnadene. Hvis økt CO₂-dose benyttes til dette formål, øker vannets bufferkapasitet, og dermed øker også nødvendig lutdose for å justere pH til ønsket verdi i renvannet (6). På den annen side vil partikler fra den mikroniserte marmoren kunne fungere som kim for koaguleringen og derved øke effekten av denne behandlingsformen på vann som ellers er vanskelig koagulerbart fordi det i utgangspunktet er partikkelfattig.

Optimal koagulerings-pH er avhengig av type og dose koaguleringskjemikalium. Ettersom pH-området for optimal koagulering utvides når koagulantdosen økes, gir ikke nødvendigvis en lav koagulantdose de laveste totale kjemikaliekostnader. Dette fordi en høyere koagulantdose kan gi lavere CO₂- og lut-behov. I tillegg vil mengde syre som tilføres med koagulant være avhengig av både type og dose. Dette medfører at når prosesskombinasjonen koagulering/direktefiltrering med CaCO₃-slurry for korrosjonskontroll skal optimaliseres, må det tas hensyn til råvannskvalitet, grad av ønsket karbonatisering og ønsket renvannskvalitet, koagulanttype og koagulantdose (6).

Tabell D.4.2.9 nedenfor gir en oversikt over de metoder for korrosjonskontroll som ble brukt ved vannverk med flotasjon/sedimentering og filtrering i Norge i 2004 (2).

Kjemikalier brukt for alkalisering, karbonatisering og/eller pH-justering	Antall vanlige direktefiltreringsanlegg som benytter de ulike sammensetninger av kjemikalier
Lut, NaOH (flytende)	4
Vannglass	1
Mikronisert marmor, CaCO ₃ (slurry) + lut, NaOH	3
Mikronisert marmor, CaCO ₃ (slurry) + lut, NaOH + CO ₂	3
Mikronisert marmor, CaCO ₃ (slurry) + CO ₂ + vannglass	1
Lesket kalk, Ca(OH) ₂ (hydratkalk)	1
Kalsinert soda, Na ₂ CO ₃ (natriumkarbonat)	3
Kaustisk soda, NaOH (fast form)	1
Ikke oppgitt bruk av alkalier eller typer alkalier	3

Tabell D.4.2.9. Metoder for alkalisering, karbonatisering og pH-justering ved anlegg med flotasjon/sedimentering og filtrering i 2004 (2).

Av de 33 vannverkene som i 2004 hadde direktefiltrering i nedstrøms 3-mediafilter opplyste 7 at de kun hadde tilsats av CO₂, 3 hadde dosering av CO₂ + lut, 2 hadde bare lutedosering og 3 tilsatte henholdsvis mikronisert marmor, vannglass eller ulesket kalk CaO + CO₂ for korrosjonskontroll (2). Se for øvrig kap. D.4.2.4, om varianter av direktefiltreringsprosessen, for ytterligere omtale av alkalisering og karbonatisering i forbindelse med ”Moldeprosessen”.

Ingen av de 35 vannverkene med filtrering direkte i alkalisk filter benyttet tilsats av kjemikalier i tillegg til filtermassen (2). Se for øvrig kap. D.4.2.4, om varianter av direktefiltreringsprosessen, for ytterligere omtale av direktefiltrering i oppstrøms alkaliske filtre.

D.4.2.9 Driftserfaringer

I rapport nr. 98 fra Folkehelse (6) er det gitt en del generelle opplysninger om norske vannverk som benytter koagulering og direktefiltrering. I 2004 var det 125 anlegg av denne typen i drift i Norge for fjerning av humus og/eller partikler i vann (2).

I den såkalte modningsfasen etter spylingen vil renvannskvaliteten kunne være forringet på grunn av rester av spylevann i filteret og ufullstendig koagulert innløpsvann. Modningen varer normalt 10-60 minutter, avhengig av driftsbetingelsene, herunder anvendt spylevannstype, utforming av filter og spylesystem etc. Etter modningen følger en periode med relativt konstant og god vannkvalitet, før man får et såkalt gjennombrudd med ofte svært brå kvalitetsforringelse. Kontinuerlig spykende filtre har ikke slik modningsfase. Forutsatt effektiv koagulering (riktig pH og type og dose koagulant), bør man normalt oppnå at farge og turbiditet på vannet ut fra filteret er lavere enn henholdsvis 5 mg Pt/l og 0,1 FTU (6).

Økning av filtreringshastigheten under en filtersyklus vil normalt medføre at kvaliteten på renvannet blir dårligere. Graden av kvalitetsforringelse, som for eksempel turbiditetsøkning, vil normalt øke med økende mengde slam i filtersengen, dvs. med tiden fra siste spyling av filteret (6).

Driftserfaringer fra en rekke fullskala direktefiltreringsanlegg viser at enkelte hendelser eller situasjoner opptrer forholdsvis hyppig på anlegg som har problemer med å oppnå ønsket kvalitet på renvannet. Dette kan bl.a. være følgende forhold (6):

- Problemer med å tilpasse koaguleringsprosessen til skiftende råvannskvalitet (farge, temperatur)
- Avvik mellom faktisk dosert og ønsket dosering av koagulant og CO₂
- For høyt innhold av restmetall i behandlet vann, noe som normalt skyldes feil koagulerings-pH eller feil koagulantdose (ofte for lav dosering)
- Stor følsomhet for belastningsvariasjoner, som økning i filtreringshastighet under syklusen
- Uheldig utforming av støttelag

- For raskt pådrag av spylepumpe
- For stor, alternativt for liten, kapasitet på spylepumpe og/eller luftspylesystem
- Start og stopp av filteret uten mellomliggende filterspyling
- Uheldig plassering av spylevannsrenne (tap av filtermedium)
- For små renvannsbassenger
- Innsug av luft i pumper og luft i doseringssystemer
- Manglende eller feil dimensjon på overløpsarrangementer
- Manglende rengjøring/kalibrering av pH-sonder og annet måleutstyr

Ved ett av de største anleggene her i landet med direktefiltrering i flermedia filter, ble det i 2003 gjennomført optimaliseringsforsøk med tanke på blant annet å framskaffe data for minimumsdoseringer av koaguleringsmiddel og tilhørende pH-betingelser. Noen av erfaringene gjort under disse forsøkene nevnes her (13):

- Viktig med pH-elektroder av høy kvalitet
- Uheldige renseresultater viser seg først på øket turbiditet og restaluminium i filtrert vann, og ikke på øket fargetall
- Jo lavere dose av koaguleringskjemikalium, jo snevrere område for koagulerings-pH
- Lavere dosering av koaguleringskjemikalier gir mindre slamproduksjon, hvilket i teorien tilsier at man skal kunne øke tiden mellom filterspylingene, men en ubalanse i hvor slammet/forurensningene avsettes i filtrene, kan medføre at spylevannsbehovet ikke reduseres som antatt

Av de 125 direktefiltreringsanleggene som ble registrert i Norge i 2004, hadde 33 anlegg nedstrøms 3-mediafilter med marmorlag eller marmorfilter som egen enhet etter 2-media filter. De rutinemessige oppgavene for driftsoperatørene er i store trekk de samme som på ”vanlige” direktefiltreringsanlegg, og inkluderer kontroll av kjemikaliedosering og egenkontroll av vannkvaliteten. Registrerte driftsproblemer med denne typen anlegg er (6):

- Blanding av sand og alkalisk filtermasse dersom tilbakespylingshastigheten blir lavere enn forutsatt i flermediafilteret. På et anlegg som benyttet en tilbakespylingshastighet på 44 m/t var sand og marmor blandet under antrasittlaget. Med spylehastighet på 77 m/t var det en klar deling mellom sand- og marmorlagene etter en måneds drift, selv om kornstørrelsen på sand og

marmor var den samme, men det ble visuelt observert noe sand nedover i marmorlaget.

- Det har blitt registrert en akkumulering av humuspartikler i filteret, såkalte ”mudballs”, ved for lavt trykk på luftspylingen. Akkumuleringen kan føre til en gjentetting av filteret med driftsstans som resultat.
- Det kan være vanskelig å overholde drikkevannsforskriftens (1) krav til restaluminium i renvannet ved bruk av aluminiumbaserte koagulanter/fellingskjemikalier, mens kravene til jern i renvannet stort sett er overholdt ved bruk av jernklorid.

Et relativt stort vannverk, som forsyner ca. 40 000 personer og som har alkalisk filter som egen enhet etter 2-mediafilter, har erfart at forstyrrelser med øket farge ut av 2-mediafilteret rettes opp igjen i marmorfilteret (14).

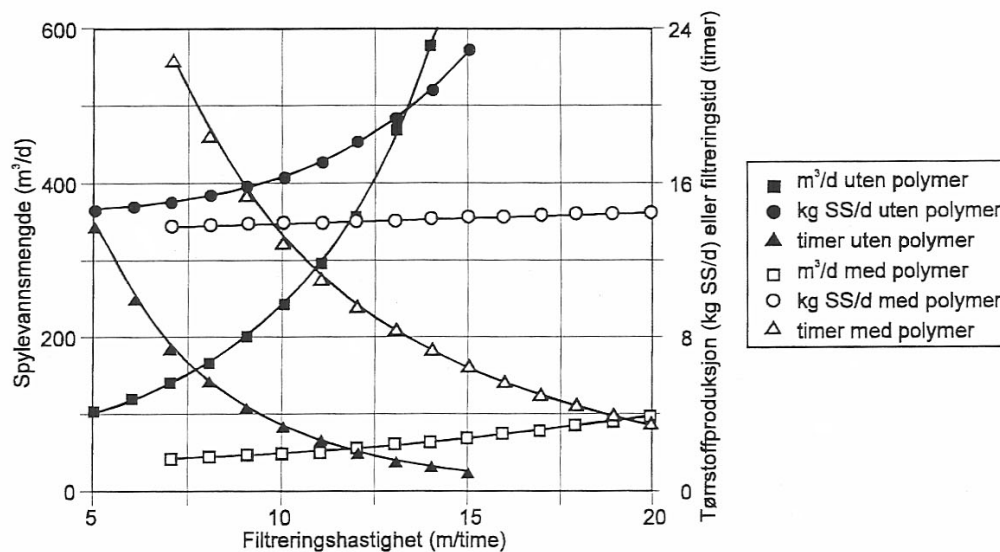
For de 33 vannbehandlingsanleggene med direktefiltrering i oppstrøms alkalisk filter har det vært registrert problemer med å overholde kravet til restjern i renvannet. Videre har det vært problemer med å oppnå tilfredsstillende koagulering ved lave temperaturer på råvannet.

D.4.2.10 Avløpsvann

Med avløpsvann siktes det her til spylevann fra filtrene i et direktefiltreringsanlegg. Mengden spylevann og konsentrasjonen av SS (suspendert stoff), TOC (totalt organisk karbon) og metallhydroksider i spylevannet vil være avhengig av en rekke faktorer, som for eksempel (6):

- Råvannskvalitet
- Koagulantdose
- Polymerdose
- Filterbelastning og sykluslengde
- Spylemetode, inkludert spylehastighet og varighet

For en gitt dimensjonerende vannmengde øker spylevannsmengden kraftig med økende filterbelastning, mens tørrstoffproduksjonen øker svakt når filterbelastningen økes. Dette er illustrert i figur D.4.2.18, som viser forventet spylevannsforbruk (m^3/d) og tørrstoffproduksjon ($\text{kg SS}/\text{d}$) for en netto vannproduksjon på $1000 \text{ m}^3/\text{d}$ som funksjon av filterbelastning for et typisk råvann med farge på ca. $30 \text{ mg Pt}/\text{l}$ og en turbiditet på $0,5 \text{ FTU}$. Som koagulant ble det benyttet aluminiumsulfat, og dosen var på $2,1 \text{ mg Al}/\text{l}$.



Figur D.4.2.18. Spylevannsmengde, tørrstoffproduksjon og filtreringstid som funksjon av filtreringshastighet for en produsert vannmengde på 1000 m³/d med og uten bruk av polymer (6).

Figuren viser at bruk av polymer ikke bare er svært gunstig for å redusere filterarealet (reduisert nødvendig filtreringstid/oppholdstid i filteret, timer), bruk av polymer vil også redusere spylevannsmengden (m³/d) og tørrstoffproduksjonen (kg SS/d) forutsatt at anlegget dimensjoneres for den økning i filterbelastning som gjøres mulig ved bruk av polymer (6). Tabell D.4.2.10 nedenfor viser de verdier vi får, med og uten tilsats av polymer, hvis vi for eksempel tar utgangspunkt i en filtreringshastighet på 10 m/t i figuren ovenfor. Vi presiserer at verdiene i tabellen og i figur D.4.2.18 gjelder for en bestemt kjøring, med det råvannet og de spesifiserte fellingsbetingelsene som var til stede ved denne spesifikke prosessen.

Filtreringshastighet = 10 meter/time	Filtreringstid i timer	Spylevannsmengde i m³/døgn	Tørrstoffproduksjon i kg SS/døgn
Uten polymer	ca. 3	ca. 250	ca. 16
Med polymer	ca. 13	ca. 50	ca. 13

Tabell D.4.2.10. Eksempel på betydningen av bruk av polymer ved en filtreringshastighet på 10 m/t ved en gitt vannkvalitet og bestemte fellingskriterier (6).

Det er flere aktuelle alternativ for videre behandling og disponering av spylevannet, avhengig av lokale forhold og hvilke krav forurensningsmyndighetene stiller i de enkelte tilfellene. Følgende alternativ kan være aktuelle (6):

- Direkte utslipp av spylevann til resipient
- Direkte utslipp av spylevann til kommunalt avløpsnett
- Fortykking av spylevannet, og eventuelt avvanning av slammet, på vannbehandlingsanlegget

Ved fortykking av spylevann kan normalt 90-95 % av vannmengden returneres til innløpet av vannbehandlingsanlegget, alternativt til råvannskilden. Slamfasen kan føres til kommunalt avløpsnett, alternativt avvannes lokalt på vannbehandlingsanlegget. De lokale forholdene avgjør i så fall om rejektivannet fra avvanningen kan føres tilbake til råvannskilden, eller om det må håndteres på annen måte, for eksempel i laguner. Avvanning av slammet kan enten utføres naturlig, ved tørking/frysing, eller mekanisk ved sentrifuge, silbåndpresse vakuumsfilter eller kammerfilterpresse (6).

Slamkvaliteten påvirkes av en rekke forhold, som (9):

- Mengde og type koagulerings-/fellingkjemikalium
- Mengde og type polymer (for lite polymer kan medføre at slammet får flyktig konsistens, for mye at slammet blir ”klinete”)
- Produksjonsmengde
- Årstid (forskjellig humus ved forskjellige årstider)
- Temperatur (kjemiske prosesser går som regel tregere ved lav temperatur)

Det foreligger forholdsvis lite data som karakteriserer spylevannets sammensetning. Tabell D.4.2.11 viser et eksempel på sammensetning av spylevann der det blir brukt aluminiumsholdig koagulant (6).

Avfall	Mengder	Sammensetning
Spylevann	50-150 l/m ³ produsert vann (normalverdi)	40-400 mg SS/l
Tørrestoff	10-20 g SS/m ³ produsert vann	
Dekanteringsvann etter 4 timers sedimentering		10-60 mg SS/l 0,3-6 mg Al/l
Fortykket slam		3500-6000 mg SS/l 130-150 g Al/kg tørrestoff

Tabell D.4.2.11. Eksempel på mengder og sammensetning av spylevann (6).

Tilbakespyling av nedstrøms 3-media filter, ”Moldeprosessen”, skjer normalt 1- 2 ganger per døgn. En må forvente at tapet av alkalisk filtermasse ved tilbakespyling utgjør normalt 5-10 % av forbruket av masse, men høyere verdier er også registrert. Ved anleggene som er i drift utgjør spylevannmengden i området 5-10 % av produsert vannmengde (6).

Analyser av spylevann fra prosesser som bruker jernklorid som koagulant, viser følgende typiske verdier (6):

- pH-verdi : 6,0-6,5
- Tørrstoff : 100-150 mg SS/l
- Innhold av jern : 30-50 mg Fe/l

Spylevannet er tyntflytende og har gode sedimenteringsegenskaper. Etter 30 minutters sedimentering vil det bli en slamfase nederst på ca. 10 % av volumet, og en klarvannsfase øverst på ca. 90 % av volumet. Dette gir mulighet for en oppkonsentrering av slammet og returnering av klarvannsfasen til råvannsiden (6).

Spylevannet kan imidlertid ha helt andre egenskaper enn det vanlige råvannet, slik at det må fortynnes før det går inn på anlegget igjen. Et relativt stort vannverk som har alkalisk filter som integrert del av et 3-mediafilter, sender ca. 80 % av spylevannet tilbake til råvannsbassenget for utjevning (15).

Tilbakespyling av oppstrøms alkalisk filter skjer normalt 1-4 ganger per døgn. Kvaliteten på spylevannet er lite dokumentert, men det vil være mye organisk materiale, jern og finkornig alkalisk filtermasse i vannet. Spylevannet sendes gjerne til offentlig avløpsnett eller til en resipient etter fordrøyning (6).

Valg av behandlingsmetoder for spylevann og slam må alltid baseres på krav fra forurensningsmyndighetene, lokale forhold som for eksempel avstander til mulige resipienter eller kommunalt nett samt praktiske og økonomiske betraktninger (6).

D.4.2.11 Referanser

10. Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften), Helsedepartementet, 04.12.2001
11. Nasjonalt folkehelseinstitutt: Vannverkregisteret, vannverkenes innrapporterte data for driftsåret 2004
12. Statens institutt for folkehelse: Vannforsyningsanlegg, Informasjonsskrift nr. 1, 1971
13. NTH, Institutt for vassbygging: Grunnkurs i VAR-teknikk del 1, 1983
14. Folkehelseinstituttet: Miljø og helse – en forskningsbasert kunnskapsbase, revisjon 2003. Rapport 2003:9

15. Statens institutt for folkehelse: Prosessløsninger for fjerning av humus. Rapport nr. 98, 1998
16. Eikebrokk, B., SINTEF: "Drikkevannsbehandling med koagulering-kontaktfiltrering". Vannforsyning og drikkevannskvalitet; Kursdagene ved NTNU, Trondheim, 9.-10. januar, 2002
17. Eikebrokk, B., SINTEF: "Optimalisering og videreutvikling av koagulering og kontaktfiltrering". Drikkevannsforskning 2000-2005; Kursdagene ved NTNU 2005, Trondheim, 6.-7. januar, 2005
18. Sogn, K. U., Bærum vann: "Forskriftskrav og slambehandling. Koagulering/direktefiltrering". Behandlingsmetoder for drikkevann – driftserfaringer og forbedringspotensialer; Tekna-kurs, Oslo, 21.-22. september, 2004
19. Saltnes, T., NTNU: "Pilotforsøk med Filtralite MonoMulti-filter for humusfjerning". Vannforsyning og drikkevannskvalitet; Kursdagene ved NTNU, Trondheim, 9.-10. januar, 2002
20. Kvinnesland, T., NTNU: "Humuskoagulering med polymerer". Vannforsyning og drikkevannskvalitet; Kursdagene ved NTNU, Trondheim, 9.-10. januar, 2002
21. Ødegaard, H., NTH-Trondheim: "Behandlingsmetoder for drikkevann. Koagulering og flokkulering". Lillehammer, 1. – 3. oktober 1980.
22. Saltveit, N. A. og Wæraas, T., Oslo kommune, VAV: "Koagulering/direktefiltrering i tre-mediafilter, erfaringer fra Skullerud vannrenseanlegg i Oslo". Behandlingsmetoder for drikkevann – driftserfaringer og forbedringspotensialer; Tekna-kurs, Oslo, 21.-22. september, 2004
23. Mathiesen E., Larvik kommune: "Alkaliske filter som egen enhet etter to-media filter". Behandlingsmetoder for drikkevann – driftserfaringer og forbedringspotensialer; Tekna-kurs, Oslo, 21.-22. september, 2004
24. Sigvaldsen, L., Porsgrunn kommune: "Alkalisk filter som integrert del av et tre-mediafilter". Behandlingsmetoder for drikkevann – driftserfaringer og forbedringspotensialer; Tekna-kurs, Oslo, 21.-22. september, 2004

D.4.3 Membranfiltrering

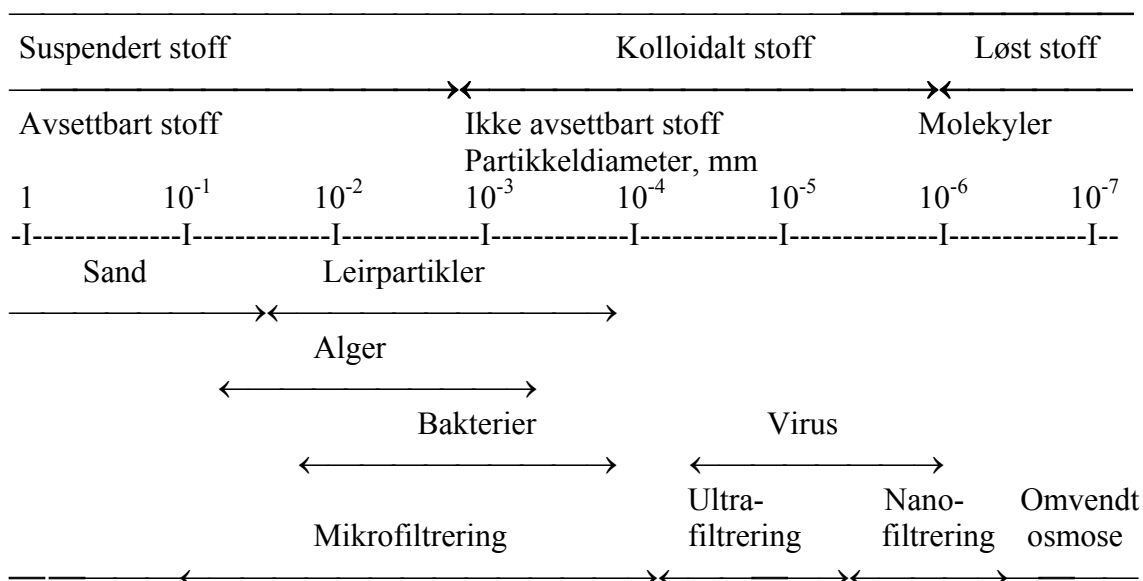
Membranfiltrering foregår gjerne som tverrstrømsfiltrering gjennom finporøse membraner. Tverrstrøm kalles det fordi vann passerer langs membranen i kanalen over membranflaten. Metoden ble først brukt på 1960-tallet, og den første større anvendelsen var til produksjon av drikkevann ved avsalting av sjøvann. I og med at metoden har den fordel at renseeffekten kan velges etter behov (avhengig av membranenes poreåpning), er membranfiltrering en aktuell metode også for rensing av vann til virksomheter med spesielle behov, som for eksempel vann til medisinsk bruk, spesiell næringsmiddelproduksjon mm. Det finnes også hulfibermembranfiltre hvor alt vannet går gjennom membranen, og disse tilbakespyles ved behov.

I Norge var vi tidlig ute med å ta i bruk membranfiltrering for behandling av typisk humusholdig overflatevann, og i 2002 var det registrert 80 (inkl. anlegg for avsalting av sjøvann) slike anlegg i drift for behandling av drikkevann (1). Membranfiltrering som vannbehandlingsmetode har vært mest aktuelt for mindre vannverk, og de fleste av de registrerte anleggene (86 %) var installert på vannverk som forsyner mellom 100 og 5 000 personer. Imidlertid er det også registrert 5 vannverk som forsyner mellom 5 000 og 20 000 personer, med membranfiltreringsanlegg. I 2003 ble totalt 109 700 personer forsynt med drikkevann som har vært behandlet ved membranfiltrering (1).

Den viktigste begrensningen når det gjelder membranfiltrering, er kapasiteten, eller mengden produsert vann i forhold til mengden råvann som kjøres inn på anlegget. Den faktoren som har størst betydning i så henseende, er beleggdannelse på membranene. Det er viktig at vannet forbehandles før det kjøres inn på membrananlegget, for i størst mulig grad å redusere innholdet av beleggdannende forbindelser/stoffer. Det er ikke bare mengden belegg som er av betydning, men også typen belegg og hvor enkelt det er å fjerne dette ved vask av membranene.

D.4.3.1 Hva er membranfiltrering

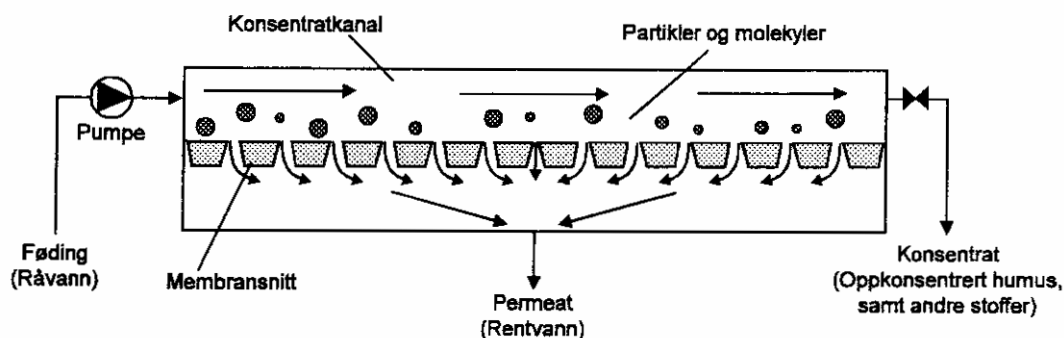
Membranfiltrering er en form for mikrosiling med filteråpninger mindre enn 5 μm . Figur D.4.3.1 viser sammenhenger mellom partikler, partikkelstørrelser og filtreringsdefinisjoner.



Figur D.4.3.1. Partikkelstørrelser og filtreringsdefinisjoner

Ved membranfiltrering presses vannet gjennom en membran hvor det som skal holdes tilbake, er for stort til å komme gjennom porene. I løpet av prosessen tilføres ikke kjemikalier eller andre fremmedstoffer til vannet. Permeat er betegnelsen på det filtrerte vannet, mens konsentrat er betegnelsen på vannfasen som ikke passerer membranen. Ved hulfibermembranfiltre har man bare permeat og ikke konsentrat, da fjernes tilbakeholdte partikler ved tilbakespyling. Som det fremgår av figur D.4.3.2 holdes partikulært og oppløst materiale tilbake på konsentratsiden av membranen mens vannet

presses gjennom og forlater anlegget på permeatsiden. Det fraskilte materialet skylles ut på konsentratsiden.



Figur D.4.3.2. Prinsippskisse av membranfiltrering (tverrstrømsfiltrering) (3).

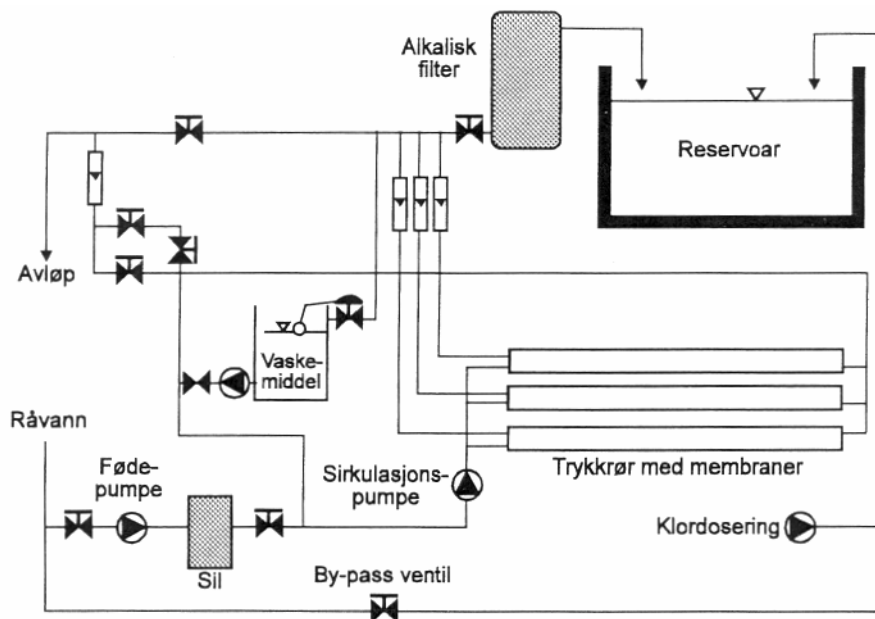
Figuren viser at porene har asymmetrisk (her konisk) form med smaleste åpning mot råvannet. Dette hindrer fraskilt materiale i å kile seg fast i porene. I "homogene" (ensartede) membraner dannes den koniske poreformen i selve membranpolyméren. For "tynnsjiktmembraner" legges en meget tynn membran på toppen av en mer porøs membran. Aktuelle porediametre varierer fra 0,3 til 10 000 nm (nm = nanometer = $1/1\,000\,000$ mm = $1 \cdot 10^{-9}$ m). Stort sett fjernes alle "partikler" som er større enn poreåpningen. For de tetteste membranene spiller kjemiske krefter en viss rolle. For de mest åpne vil et sekundært belegg som dannes utenpå membranen kunne gi bedre rensing enn hva poreåpningen skulle tilsi (4).

Ulike poreåpninger gir ulik renseeffekt og krever ulikt driftstrykk. Disse betegnelsene brukes gjerne (3):

- Omvendt osmose (OO): Porer $<0,8$ nm, driftstrykk 10-65 bar
- Nanofiltrering (NF): Porer 0,8-1,5 nm, driftstrykk 6-30 bar
- Ultrafiltrering (UF): Porer 1,5-50 nm, driftstrykk 2-10 bar
- Mikrofiltrering (MF): Porer 50-5 000 nm, driftstrykk 0,3-4 bar

Grensen mellom de forskjellige gruppene nevnt over, kan variere litt fra publikasjon til publikasjon (eller produsent til produsent). OO kalles også RO (reverse osmosis, eng.).

Den prinsipielle utforming av et anlegg er vist i figur D.4.3.3. Alle typiske anleggsdeler er med her. Råvannet passerer først en sil eller et filter som forbehandling. Deretter går det til trykkpumpe som øker trykket til membranens driftstrykk, og så inn i membranfiltrene. Renvannet, eller permeatet, går her til karbonatisering/pH-justering mens konsentratet går til avløp. Konsentratet passerer en strupeventil som avlaster trykket ned til atmosfæretrykk igjen. Membranvask og innvendig desinfeksjon av anlegget utføres ved at en kjemisk oppløsning pumpes inn i anlegget, forblir der en gitt tid og pumpes ut igjen. Deretter må anlegget skylles med rent vann før drikkevannsproduksjonen starter igjen (se kap. D.4.3.4.)



Figur D.4.3.3. Den prinsipielle oppbygningen av et membranfiltreringsanlegg (3).

D.4.3.2 Vannkvalitetens betydning for renseeffekt, gjenvinningsgrad og membranfluks

Som tidligere nevnt har membranfiltrering den fordel at renseeffekten kan velges etter behov, prosessen kan "skreddersys" på bakgrunn av de forutsetninger som ligger i råvannet og kravene til renvannet. Det vil være membranenes poreåpninger som bestemmer hvilke partikler som kan fjernes fra råvannet, og med svært små poreåpninger vil en kunne fjerne "alt".

Men selv om alle stoffer og partikler kan fjernes fra vannet i et membranfiltreringsanlegg, vil innholdet av enkelte parametre kunne forverre gjenvinningsgraden og fluksen. For eksempel vil materialer som danner belegg på membranene redusere mengden vann som trenger gjennom membranen ved et gitt trykk og tidsrom, det vil si at mengden produsert renvann, permeatet, og derved gjenvinningsgraden, reduseres. Gjenvinningsgrad er mengdeforholdet mellom samlet permeat og råvann. Fluksen beskriver hvor mye rent/filtrert vann anlegget kan produsere per tidsenhet og kvadratmeter membran, og betegnes normalt $\text{l/m}^2 \cdot \text{t}$. Når man snakker om "kapasitet" i forbindelse med membranfiltrering brukes uttrykket både i forbindelse med gjenvinningsgrad og fluks.

Ved å øke driftstrykket, og derved fluksen, vil gjenvinningsgraden kunne økes. Membraners kapasitet øker også med økende temperatur (rundt 2,5 % per $^{\circ}\text{C}$, avhengig av membrantype) (4). I Norge vil temperaturen i en overflatevannkilde kunne variere fra helt nede i $0-2^{\circ}\text{C}$ om vinteren og opp til over 18°C om sommeren, og et membranfiltreringsanlegg må derfor dimensjoneres for vannets vintertemperatur.

Dårlig vannkvalitet som følge av mye tilsig fra myr, fint breslam eller leire, spyling av ledninger oppstrøms behandlingsanlegget samt sesongmessig dårlig vann under

flomperioder, vil selvfølgelig kunne skape ekstra problemer i et membranfiltreringsanlegg.

Begrepene renseeffekt, gjenvinningsgrad og fluks er nærmere beskrevet nedenfor.

Renseeffekt

Renseeffekten for et membranlegg kan angis på ulike måter (3). Det er vanlig å skille mellom det som kalles lokal eller ”øyeblikkelig” renseeffekt på konsentrasjonsbasis (retensjonen), og den totale renseeffekt som er basert på forholdet mellom kvaliteten på samlet permeat og råvann.

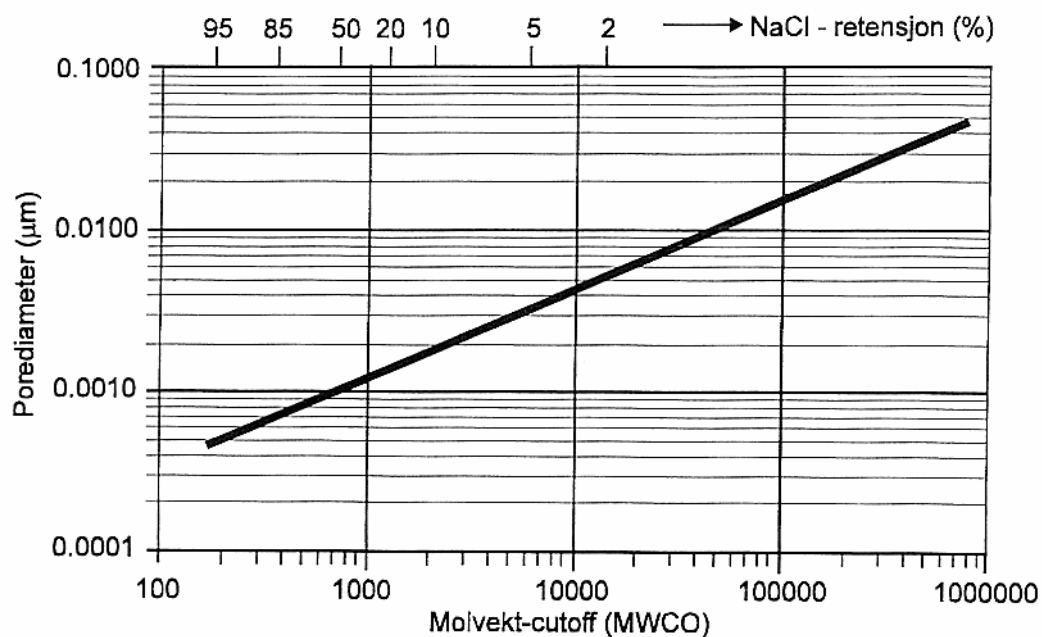
Retensjonen (R_0) angir tilbakeholdelsen av et stoff på et bestemt sted på membranen, uttrykt ved konsentrasjonene før og etter membranen ved filtreringen, det vil si konsentrasjonene i konsentratet og i permeatet. Retensjonen uttrykker dermed en lokal renseeffekt.

$$R_0 = \frac{C_k - C_p}{C_k} = (1 - C_p/C_k) \cdot 100 \%, \quad \begin{array}{l} C_k = \text{konsentrasjon i konsentrat} \\ C_p = \text{konsentrasjon i permeat (renvann)} \end{array}$$

Renseeffekten (R) for et helt membranlegg kan uttrykkes på tilsvarende måte, men man må i stedet benytte konsentrasjonene i råvannet og samlet permeat. Renseeffekten blir alltid lavere enn retensjonen.

$$R = \frac{C_f - C_p}{C_f} = (1 - C_p/C_f) \cdot 100 \%, \quad \begin{array}{l} C_f = \text{konsentrasjon i fødevann (råvann)} \\ C_p = \text{konsentrasjon i permeat (renvann)} \end{array}$$

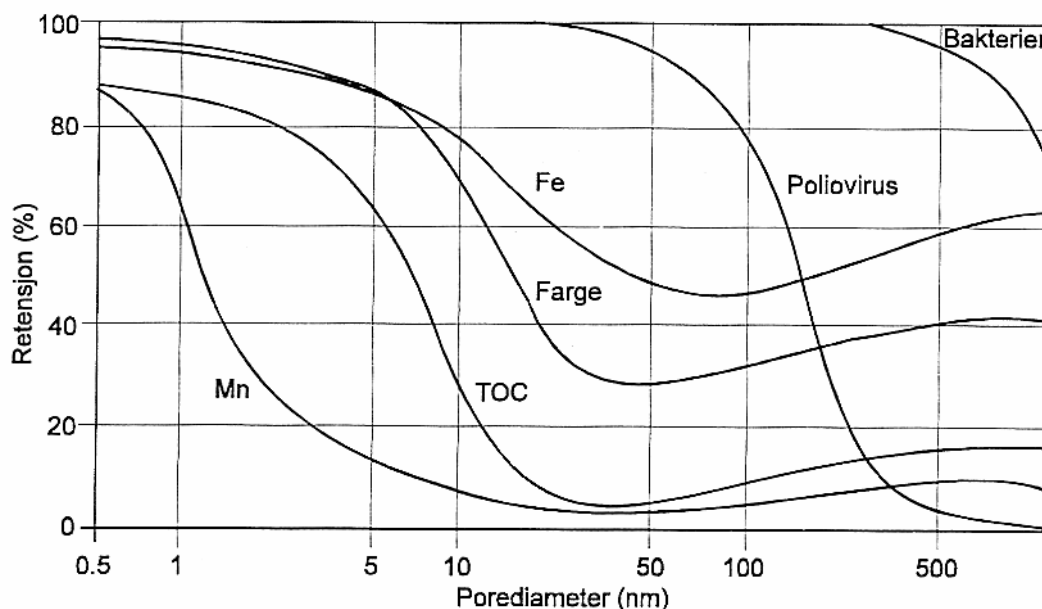
Renseeffekten til en bestemt membran må defineres mot en enhetlig skala, og membraner spesifiseres gjerne med nominell porediameter (i nanometer), ”molvekt-cutoff”, forkortet MWCO og tilbakeholdelse (retensjon) av NaCl (natriumklorid, vanlig koksalt). Figur D.4.3.4 angir en sammenheng mellom MWCO, NaCl-retensjon og porediameter, men dette forholdet vil være avhengig av membrantype, så denne figuren må bare ansees som et eksempel. Membraner og membrantyper er for øvrig nærmere omtalt i kapittel D.4.3.4, Krav til tekniske anlegg.



Figur D.4.3.4. Typisk forhold mellom poreåpning, MWCO og retensjon av NaCl (3).

Den vanligste årsaken til installering av membranfiltreringsanlegg ved norske vannverk har vært ønsket om å fjerne farge/humus fra råvannet. Naturlig organisk materiale, NOM, består bl.a. av humus. Humusmolekylene er en blanding av store og små molekyler. Det er de største humusmolekylene som gir mest farge.

Membranfiltre kan også anvendes for å fjerne for eksempel jern, eller mikroorganismer som parasitter, bakterier og virus. Som nevnt er det membranenes porestørrelse som bestemmer hvilke parametre som skal holdes tilbake i filteret, avhengig av partiklenes størrelse. Partikkelstørrelser oppgis i denne forbindelse i nanometer (10^{-9} m) eller Dalton (molekylvekt). Figur D.4.3.5 viser retensjon for ulike parametre som funksjon av størrelsen på poreåpningen i membranen.



Figur D.4.3.5. Retensjon for ulike parametre ved forskjellige porediametre på membranen (3).

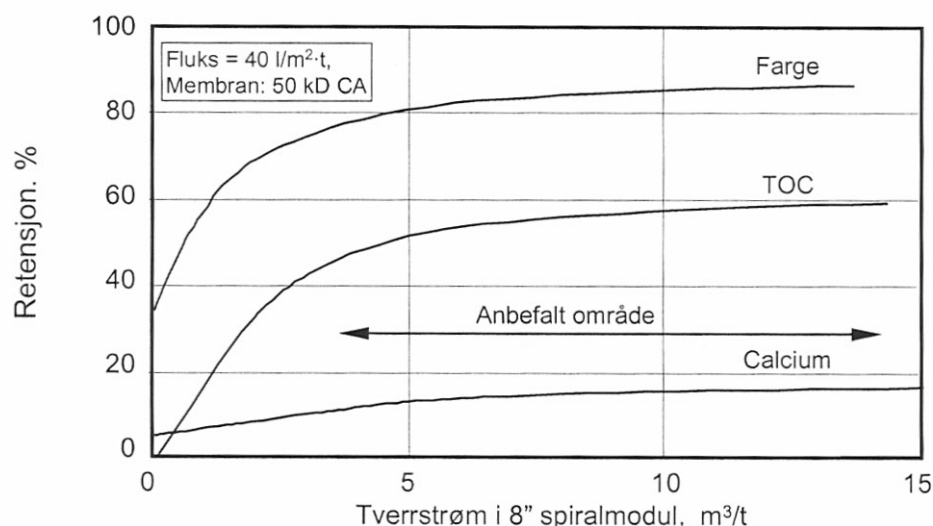
Når det gjelder farge og TOC (totalt organisk karbon), viser figuren at ved en poreåpning mindre enn 3 nm har man en høy retensjon for farge og TOC. Ved større poreåpninger får vi lavere og varierende retensjon. Både TOC og farge er parametre som omfatter en rekke stoffer med hensyn til kjemisk sammensetning og molekylvekt. Vi må derfor vente en gradvis reduksjon av retensjonen ved økende porediameter. TOC omfatter mer lavmolekylært organisk stoff enn parameteren fargetall, derfor er retensjonen bedre for farge enn for TOC (de større partiklene gir større bidrag til fargetallet).

Jern (Fe^{3+}) har lav løselighet på grunn av hydroksid-dannelse og vil lett danne kolloider (veldig små partikler som i mange henseender oppfører seg som oppløst stoff uten å være det). Mangan (Mn^{2+}) har høyere løselighet. Vi ser derfor at jern fjernes bedre enn mangan, og forskjellen illustrerer ulikhetene i renseeffekt mellom et kolloid og et oppløst stoff (4).

Figur D.4.3.5 viser også "retensjonen" for bakterier og virus, det vil si membranenes evne til å holde tilbake smittestoffer. Fra figuren ser vi at membraner med porer mindre enn 10 nm gir effektiv separasjon av smittestoffer, inklusive virus. Større mikroorganismer som *Giardia*-cyster og *Cryptosporidium*-oocyster fjernes meget effektivt.

Figur D.4.3.6 viser retensjonen for tre parametre som funksjon av tverrstrøms-hastigheten (5). Tverrstrøms-hastigheten er en viktig driftsvariabel for den typen membraner. Den skal hindre beleggdannelse og bringe vann inn i, samt et

konsentrat av humus ut av, membrankanalen. Figuren viser hvordan retensjonen av farge, totalt organisk karbon (TOC) og innholdet av kalsium (Ca) endres med endringer i tverrstrømhastigheten. Retensjonen kan falle betydelig ved meget lave tverrstrømhastigheter. Membranen i eksemplet i figur D.4.3.6 er relativt åpen og effekten vil normalt være mindre dramatisk for vanlige membraner i norske anlegg, som har mindre porer. Figuren illustrerer også at fargen må være knyttet til de største partiklene, mens hoveddelen av humusstoffene består av små partikler (ikke like god retensjon av TOC).



Figur D.4.3.6. Innvirkning av tverrstrømhastigheten på retensjonen (5).

Membranens porestørrelse blir i hovedsak valgt ut fra ønsket grad av fargefjerning og fjerning av TOC. Unødvendig tette membraner vil gi høyere energiforbruk og lavere anleggskapasitet enn nødvendig. Unødig reduksjon av de allerede knappe mineralkonsentrasjonene i det norske drikkevannet er heller ikke ønskelig. Råvannets fargetall er derfor som regel avgjørende for hvilken membran som velges. I tabell D.4.3.1 er tre typer humusfjerningsanlegg beskrevet, karakterisert ved råvannets fargetall. To typer membranlegg utenfor "fargefjerningsgruppen" er tatt med for sammenlikningens skyld.

Parameter	Råvannstype				
	Lav farge (15-30 mg Pt/1)	Middels farge (30-50 mg Pt/1)	Høy farge (>50 mg Pt/1)	Mangan- holdig vann	Sjøvann (avsaltning)
Anlegg:					
Driftstrykk (bar)	2-4	3-5	4-6	4-7	50-65
Porestørrelse (nm)	5	3	1,5	1	0,4
Renseeffekt (%) :					
- Farge	70-80	80-90	90-95	94-98	>95
- TOC	30-50	50-70	70-80	80-90	90-95
- Mangan og kalsium	5-20	15-30	30-70	70-90	>98
- Salter	3-10	10-25	25-40	40-90	>98
- Bakt., susp.stoff.	100	100	100	100	100
- Virus (ca.)	>99	100	100	100	100

Tabell D.4.3.1. Forventet renseeffekt for fem typer membranlegg (3).

Renseeffekten skal være tilnærmet konstant for samme membrantype til samme type råvann og i anlegg av samme utforming. Det er imidlertid tre forhold som kan gi endringer (4):

- Råvannets sammensetning, årstidene og varierende værforhold kan gi svingninger i renseeffekten, men sjelden varige endringer.
- Endring av membranens ytelse på grunn av hydrolyse (membranen går i oppløsning), vaskekemikalier og eventuelle bakterieangrep som kan gi varig redusert renseeffekt.
- Drift og anleggsutforming vil påvirke renseeffekten. Høy gjenvinning og/eller resirkulering av råvann i anlegget for å opprettholde vannhastigheten langs membranen, vil gi redusert renseeffekt.

For å motvirke disse forhold kan man velge en tettere membran, men det vil gi høyere energiforbruk. I praksis bør man velge en membrantype som under de valgte betingelser gir tilstrekkelig renseeffekt også under ugunstige forhold, som for eksempel når membranene blir gamle. Membrantyper er nærmere omtalt i kap. D.4.3.4.

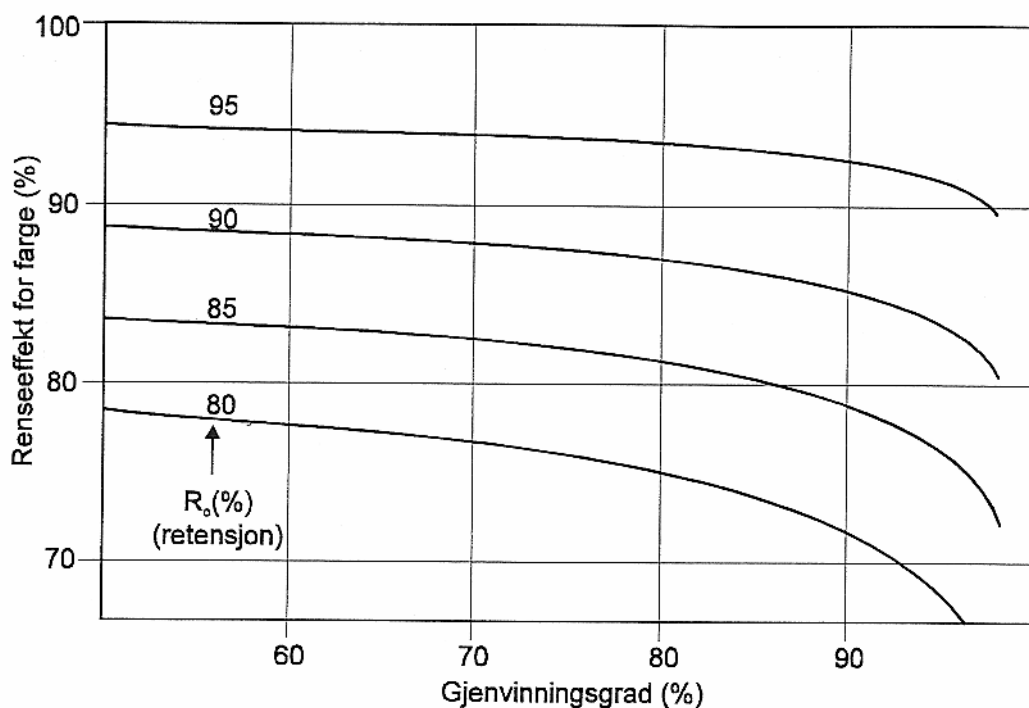
Ved endringer i membranenes renseeffekt på grunn av alder eller kjemisk/bakteriologisk påvirkning, vil normalt renseeffekten for alle parametre endres i samme retning.

Gjenvinningsgrad

Gjenvinningsgrad er mengdeforholdet mellom samlet permeat (renvann) og råvann.

Humus er en blanding av store og små molekyler. De minste molekylene vil passere membranen lettere enn de store. Ved en høy gjenvinningsgrad vil andelen store molekyler øke på konsentratsiden av membranen. Dette medfører at retensjonen øker, samtidig øker humuskonsentrasjonen i konsentratet. Nettoeffekten på renseeffekten er vist i figur D.4.3.7. Både av hensyn til total renseeffekt og av fare for økt

beleggdannelse, bør ikke gjenvinningsgraden velges høyere enn nødvendig (3). 80 % må ansees som en fornuftig grense.



Figur D.4.3.7. Total renseeffekt for farge som funksjon av gjenvinningsgrad og retensjon (3).

Membranfluks

Membranfluksen (F) er et uttrykk for den hydrauliske belastningen på membranen per arealenhet, dvs. den beskriver mengden vann som filtreres per membranareal per tidsenhet, og derved hvor mye renvann anlegget kan produsere per kvadratmeter membran. Normalt oppgis fluksen i l/m²*time. Membranfluksen er proporsjonal med driftstrykket opp til en viss fluks (3);

$F = A \cdot (P - p)$ (liter/m²*time),
(gjennomtrengelighet)

A = membranens vannpermeabilitet

P = driftstrykk

p = osmotisk trykk

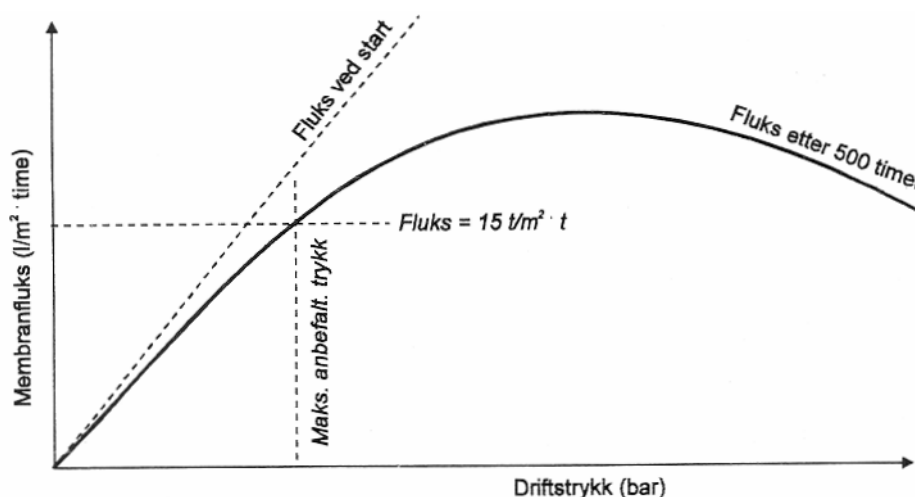
Som det framgår av formelen, så reduserer det osmotiske trykket det effektive driftstrykket. Det osmotiske trykket er proporsjonalt med stoffkonsentrasjonen. For sjøvann er det osmotiske trykket ca. 25-27 bar (avhengig av saltkonsentrasjonen), men det osmotiske trykket er uten betydning for bløtt humusvann.

Osmose er det fenomenet at vann kan strømme gjennom en ellers ugjennomtrengelig membran dersom vannet på de to sidene av membranen har forskjellig saltkonsentrasjon. Vannet strømmer da fra den siden med lav saltkonsentrasjon til den

med høyere. Det osmotiske trykket er et uttrykk for den kraften som vannet trykkes gjennom med, og det osmotiske trykket er bare avhengig av forskjellen i saltkonsentrasjon på de to sidene av membranen.

Beleggdannelse er en av de viktigste begrensningene når det gjelder membranfluks eller renavannskapasitet. Figur D.4.3.8 viser en sammenheng en ofte vil erfare (3):

Økende driftstrykk gir tilnærmet lineært økende fluks. Over en viss fluks tar belegget overhånd og videre trykkøkning gir ingen økning i fluks. Ved høye trykk kan sågar fluksen falle ved økende trykk. Belegg på membranen (fouling) er det viktigste driftsproblemet ved membranfiltermetoden. Effekten av dette er nedsatt membranfluks. Problemene oppstår for alvor etter 500-1000 driftstimer og vil derfor ikke oppdages etter noen dagers prøving. Det er viktig at prosessen arbeider på den delen av kurven som ligger til venstre for den vertikale stippled linjen i figur D.4.3.8. Det vil i praksis si at man ikke dimensjonerer et anlegg med for høy renavannskapasitet per m^2 membran. Hvor høyt fluksen bør ligge vil være en avveining av råvannskvalitet (fargetall, turbiditet etc.), vaskeshyppighet for membranen, vaskemiddeltype osv.



Figur D.4.3.8. Membranfluks (eller anleggskapasitet) etter ca. 500 timers drift (3).

For å begrense beleggdannelse er følgende tiltak aktuelle (3):

- Velg en membran som ikke så lett danner belegg.
- Dimensjoner anlegget riktig internt (vannhastigheter, trykkforhold m.m.).
- Forbeholdt råvannet minst med en finsil med lysåpning 50-75 μm .
- Ikke benytt høyere fluks enn driftsform og membrantype er egnet til.
- Vask membranen tilstrekkelig (rett vaskemiddel, mengde, intervall og varighet).

D.4.3.3 Grunnlag for dimensjonering

Generell grunnlagsinformasjon for å dimensjonere prosessen er beskrevet i kap. D.4.1.2.

Tabell D.4.3.2 gir en oppsummering av viktige grunnlagsdata, og viser at membranvalg og derved andre driftsvariable kan optimaliseres etter råvannets sammensetning.

Type data	Av betydning for:
Tilløpstrykk	Avklare behovet for fødevannspumpe/evt. reduksjonsventil
Nødvendig renseeffekt for Mn (mangan), Ca (kalsium) og farge	Valg av membrantype og gjenvinningsgrad
Temperaturvariasjon over året	Membranareal og variasjonsområde for driftstrykk
Forbruksmønster over døgnet og året	Nødvendig utjevningskapasitet på renvannssiden
Variasjon i råvannskvalitet, spesielt slaminnhold/turbiditet	Forbehandling før membranfilter, beredskap for ekstra membranvask
Kildekapasitet	Gjenvinning, membranvalg, fluks, vaskebehov
Oversikt over problemparametre i råvannet	Valg av membrantype og gjenvinningsgrad

Tabell D.4.3.2. Viktige grunnlagsdata for membranfiltreringsanlegg (3).

D.4.3.4 Krav til tekniske anlegg

Byggherren må stille funksjonskrav til anlegget. Dette innebærer at det ut fra en definert dimensjonerende vannmengde og råvannskvalitet stilles krav til renvannet fra anlegget. Generelt gjelder alle kravene i "Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m." (6) til farge, turbiditet, restmetallinnhold, pH, alkalitet, kalsium etc.

Trykkfallet langs membranen vil være 0,2-0,6 bar per m. Siden driftstrykket er 2-6 bar, er det begrenset hvor lang en membranrekke kan være før trykktapet langs membranen må kompenseres. Det er vanlig med en membranrekke på 6 m før trykkøkning. I større anlegg (kapasitet på mer enn 500 m³/døgn) kan anlegget alternativt deles opp i flere seksjoner etter hverandre med en trykkøkningspumpe mellom hver seksjon. Dette gir et mer komplisert anlegg, men litt bedre renseeffekt og trolig litt mindre beleggdannelse (3).

Driftstrykket for membrananlegg er sterkt avhengig av temperaturen. For cellulosemembraner må trykket, for å opprettholde kapasiteten, økes med 2,2 % per grad temperatursenkning, for andre membraner er økningen ca. 2,7 % per grad (3). For norske vannkilder vil temperaturen svært ofte være 0 til 2 °C på vinteren og 10-18 °C på sommeren. En må sikre seg at anlegg som leveres er dimensjonert for tilstrekkelig kapasitet på vinteren. Temperaturen påvirker ikke valg av membran, men de driftstrykk anlegget må dimensjoneres og utstyres for.

Krav til forbehandling av vannet

For å begrense belegg og gjengroing av membranmodulen, må det benyttes et forfilter eller annet forbehandlingsanlegg. Som minimum har det blitt anbefalt å bruke en trykksil med poreåpning ca. 50 μm . Forsøk har vist at et enkelt hurtigsandfilter ikke gir effektiv beskyttelse alene, men det kan eventuelt suppleres med en finere trykksil. Dersom det tidvis er fare for slam i råvannet, må membrananleggets forfilter være dimensjonert for dette. Slam kan oppstå ved slamslipp fra en gammel og begrodd råvanns-ledning, eller dårlig/feil plassert inntak i vannkilden, slik at bunnslam, blader og liknende trekkes inn i ledningen. En trykksil og membrananlegg kan takle jevn turbiditet på opptil 10 FTU (helst < 1 FTU), men store mengder grove slampartikler vil fort tette silen og hele anlegget vil stoppe. I slike tilfeller bør en vurdere å plassere et enkelt, men godt dimensjonert hurtigsandfilter foran silen (3).

Forfiltre har vist seg å gi visse driftsforstyrrelser i membranfiltreringsanleggene. De fleste anlegg bruker kun en selvspylende sil, og problemene dreier seg mye om tilstrekkelig dimensjonering og filterets evne til å spyle seg rent. De forfiltrene som brukes i dag (2002), fjerner bare i liten grad de partiklene som skaper belegg på membranene (7).

Beleggdannelse og forfiltrering er nær beslektede tema. Belegg vil dannes når forfiltreringen ikke er effektiv nok, og er sterkt begrensende på den fluks, eller kapasitet, som en kan oppnå i anleggene. Problemet er komplekst og påvirkes både av råvannet, anleggets utforming og driftsbetingelsene. Det er begrenset hva som kan oppnås av beleggreduksjon ved å øke tverrstrømhastigheten. Det er praktiske begrensninger for hastigheten på grunn av økt energiforbruk og trykkfall (8).

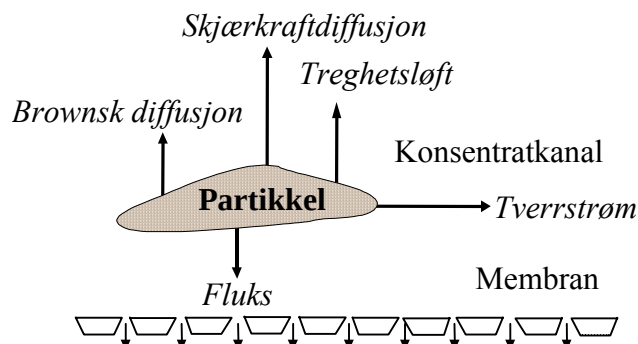
NOM-partiklenes evne til å diffundere er svært viktig ved membranfiltrering, og da bør NOM kunne beskrives som partikler. Det har blitt utviklet en matematisk modell som kan utlede sammenhengen mellom virkelig og tilsynelatende molvekt, og dette har gjort det mulig å omregne partikkelstørrelse basert på tilsynelatende molvekt til hydrodynamisk diameter. Denne diameteren, d_h , er diameteren på en kule med samme friksjon mot vannet som partikkelen (9).

NOM-partiklenes diffusjon er avhengig av partikkelstørrelsen, og det er tre diffusjonsmekanismer av betydning for partikler i størrelsesområdet fra 0,5 til 5 000 nm (større partikler finnes bare i begrenset mengde i naturlig råvann bl.a. på grunn av sedimentering i kilden)(9):

- Brownsk diffusjon, skyldes termiske (temperaturavhengige) partikkel-vibrasjoner.
- Skjærkraftdiffusjon, skyldes kollisjoner mellom partiklene og avhenger av vannhastigheten og partikkelkonsentrasjonen.
- Treghetsløft, som skyldes partikkel-friksjon mot vann.

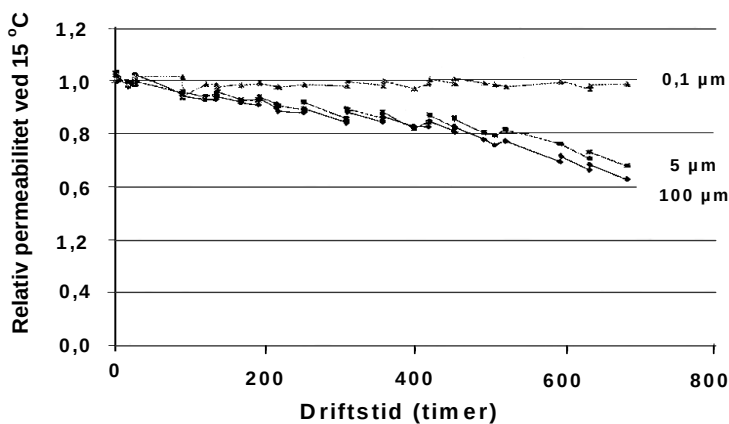
De tre diffusjonsformene avhenger altså av partikkeldiameteren på ulik måte, og derfor er noen partikkelstørrelser spesielt kritiske for dannelse av høye NOM-konsentrasjoner på membranoverflaten.

Figur D.4.3.9 viser på hvilken måte de kreftene som bestemmer hvordan NOM-partiklene opptrer i forhold til membranens overflate ”trekker” i partiklene.



Figur D.4.3.9. Hastighetsvektorer som virker på NOM-partiklene ved membranen (9).

I et pilotforsøk utført av SINTEF (8) sommeren 2002 ble endringen over tid av en membrans permeabilitet (gjennomtrengelighet) som følge av beleggdannelse bestemt. Patronfiltre med ulik poreåpning (3 varianter) ble brukt som forfiltre, og fluksen ble satt til $24 \text{ l/m}^2\cdot\text{t}$. Resultatene er vist i figur D.4.3.10.



Figur D.4.3.10. Relativ permeabilitet for 3 membraner med forfiltrering ved 0,1, 5 og $100 \mu\text{m}$ (8).

Den relative permeabiliteten er et direkte mål på beleggdannelsen fordi belegget gir økt strømningsmotstand for fluksen. Figuren viser at en får relativt kraftig redusert fluks, som følge av beleggdannelse, også ved bruk av forfilter med poreåpninger helt nede i $5 \mu\text{m}$.

Nye beregninger og forsøksresultater (8) viser altså at de mest kritiske partiklene befinner seg i størrelsesområdet 0,1-2 μm , og i dette området er det lite å finne blant rimelige og effektive tekniske filtre. Det er derfor vanskelig å vite hvordan en per i dag skal kunne realisere en så ”fin” forfiltrering.

Vannproduksjon

Normalt forutsettes det at det er tilstrekkelig utjevningsskapasitet (høydebasseng/renvannstanker) til å ta svingninger i døgnforbruket. Membrananlegget dimensjoneres derfor for maksimalt døgnforbruk.

Membrananlegg gir tilnærmet konstant vannmengde (over et visst tidsrom) og dimensjoneres for maksimalt døgnbehov. Kapasiteten kan reduseres ved å redusere driftstrykket, men den bør ikke økes ved å øke driftstrykket. En må regne med at anlegget allerede ved dimensjoneringen er beregnet for maksimalt forsvarlig membrankapasitet. Membrananlegg må også kunne stoppes minimum 1 time hver natt for desinfeksjon og/eller vask. Maksimal døgnkapasitet må derfor beregnes med utgangspunkt i 23 timers drift.

Membrantyper

Som tidligere nevnt spesifiseres gjerne membraner med porestørrelse, ”molekt-cutoff” (MWCO) og tilbakeholdelse (retensjon) av NaCl (kap. D.4.3.2). Når membranenes evne til separasjon karakteriseres ved MWCO, er det helst molekten til det stoff som separeres med en effektivitet på 90 % når stoffet som benyttes, er av en bestemt type (gjerning et globulært og elektrokjemisk ganske nøytralt molekyl som protein) (10). Porestørrelse er egentlig lite egnet som definisjonsbetingelse, da membraner produseres ved kjemisk-fysikalske prosesser og porene derfor ikke blir identiske. Porestørrelse gir imidlertid de fleste et bedre visuelt bilde på hvordan forholdene er, så derfor benytter vi det i denne veiledningen. Når en membran er ny, vil imidlertid en stor andel av permeatet passere gjennom de største porene, og disse vil etter hvert tettes av partikler i råvannet, slik at membranens midlere porediameter reduseres. Makroporene vil imidlertid som regel åpnes igjen i forbindelse med vask av membranen.

Membranen lages vanligvis av plast, men det finnes også membraner av keramer, glass og metall. Plast er egnet for drikkevann, spesielt på grunn av lavere pris. De vanligste plasttypene og noen av deres egenskaper finnes i tabell D.4.3.3.

Plasttype	Fukting	Beleggtendens	Vaskbarhet ¹⁾		Toleranser			Pris ²⁾
			Styrke	Effekt	pH	Cl ₂ (ppm)	Temp. (°C)	
Celluloseacetat(CA) ³⁾	Hydrofil ⁴⁾	Lav	Lav	Høy	2-8	2	0-30	Lav
Polyamider (PA) ³⁾	Hydrofil ⁴⁾	Middels	Lav	Middels	3-11	<1	0-60	Høy
Polysulfoner (PS) ³⁾	Hydrofob ⁵⁾	Høy	Høy	Lav	1-12	25	0-70	Middels
Polyvinylfluor (PVDF)	Hydrofob ⁵⁾	Middels	Høy	Middels	1-11	30	0-50	Høy
Polypropylen (PP)	Hydrofob ⁵⁾	Høy	Middels	Middels	1-11	1	0-50	Høy

1) Styrke: Toleranse for sterke vaskemidler. Effekt: Membranens evne til å "slippe" belegget.

2) Pris til bruker vil også avhenge av om membranen er en spesialversjon, av omsetningsform, etc.

3) Membraner som til 1998 er benyttet på anlegg for humusfjerning.

4) Trekker til seg vann, dvs. fuktes godt

5) Trekker ikke til seg vann, dvs. fuktes mindre godt.

Tabell D.4.3.3. Membranmaterialers typiske egenskaper (3).

Ved filtrering av vann fra normale overflatekilder gjelder at en med fordel kan bruke hydrofile membrantyper som gir minst mulig adsorpsjon av NOM (inkludert humus), da dette reduserer faren for dannelse av belegg som medfører permanent kapasitetsnedsettelse. Den mest vanlige membrantype for drikkevannsrensing på verdensbasis er polyamid. I Norge (for humusfjerning) er imidlertid celluloseacetat vanligst i dag (3). Begge er typisk hydrofile membraner.

En kjemisk tiltrekning mellom membran og NOM kan typisk medføre at bindinger oppstår, og at NOM derved vil feste seg til membranen. Dette er åpenbart ikke ønskelig, og det er derfor viktig at det velges membranmaterialer som ikke binder NOM. Elektrokjemisk frastøtning oppstår når molekylene er ladet (ioner) eller sterkt polare (elektronene er ulikt fordelt mellom atomene i molekylet) fordi membranen selv har, eller bør ha, en negativt ladet eller polar overflate. NOM er i stor grad negativt ladet eller polarisert. Frastøtningen bidrar til økt renseeffekt.

Kreftene nevnt her virker bare over korte avstander (ca. 10 nm), over lengre avstander bestemmer diffusjon, fluks og tverrstrøm (figur D.4.3.9) hvordan NOM-partiklene opptrer i forhold til membranens overflate (10).

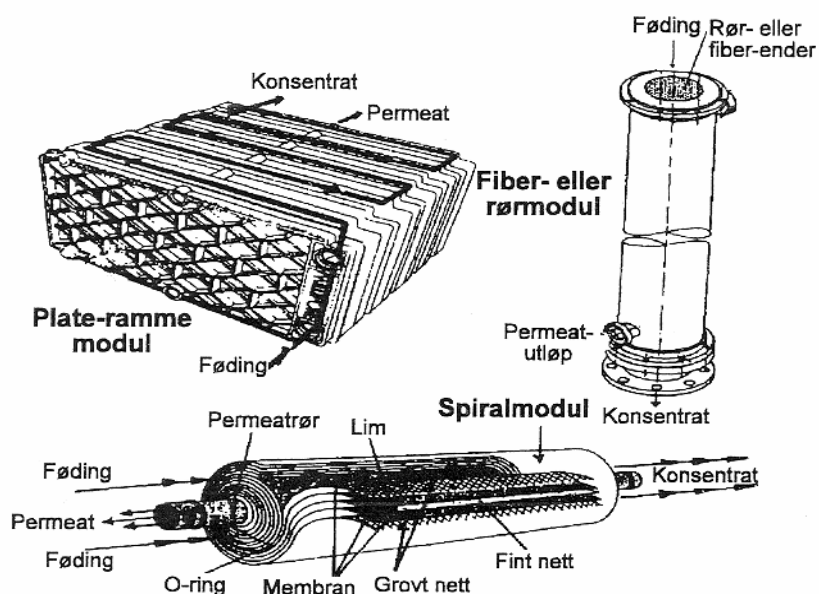
En membranmodul består av et visst areal av aktivt filtrerende membran, montert i en hydraulisk enhet som inneholder de nødvendige kanaler for tilførsel av vann (føding), utløp av konsentrat samt rensset vann (permeat). Selve membranen produseres primært i form av hule fiber, rør eller som metervare med bredde 1 eller 1,5 m. Egenskaper ved de vanligste modultypene finnes i tabell D.4.3.4.

Type	Fordeler	Ulemper
Spiral	Lite plasskrevende. Lav vekt, lav pris. Lett å skifte membran (rull). Lite væskevolum i modulen.	Dødvolum, bakteriologisk uheldig. Noe følsom for slam/belegg. Krever vanligvis forbehandling. Vanskelig å desinfisere.
Rør¹⁾	Lite væskevolum i modulen. Lett å rense og sterilisere. Forholdsvis lett å skifte membran.	Stort plassbehov. Høy pris. Stort væskevolum i modulen. Begrenset utvalg av membraner.
Fiber¹⁾	Lett å skifte membran. Lavt plassbehov. Lite væskevolum i modulen.	Vanskelig å desinfisere. Fine fibre, følsom for belegg. Enkelte typer er kostbare.
Plate-ramme	Tåler noe partikler og slam. Lite krav til forbehandling. Lett å finne membranbrudd.	Tar stor plass, komplisert. Tungvint å skifte membran. Høy pris og vekt.

1)Føding innenfra eller utenfra. Kapillærmembraner er en mellomting mellom rør og fiber.

Tabell D.4.3.4. Fordeler og ulemper ved ulike membranmoduler (3).

Den mest vanlige modultype på anlegg for fjerning av humus er i dag spiralmoduler. Plate-ramme-moduler er ikke brukt i vannverk i Norge. Som en grov pekepinn velges spiral- eller fibermodul når lav pris og lavt apparatvolum er ønskelig (3). Eksempler på moduler er vist i figur D.4.3.11.



Figur D.4.3.11. Eksempler på modultyper (3).

I fremtiden forventes spiralmoduler og kapillærmembraner med drivtrykk på innsiden av kapillærene å ha størst potensiale for overflatevann. Det har vært vanlig å produsere spiralmoduler med standardiserte mål, slik at membraner fra ulike produsenter lett kan brukes i det samme anlegget. Utvalg og tilgjengelighet for ulike membraner forventes å øke i fremtiden.

Forhold som begrenser membranenes levetid er:

- For høy temperatur.
- Beleggdannelse som ikke kan fjernes.
- Mekanisk ødeleggelse pga. høyt trykk, trykkfall langs membran eller tilbaketrykk.
- Bakteriell nedbrytning.
- Kjemisk nedbryting ved drift og/eller vask.
- Nedbryting av støttelagene

Alle disse faktorene er knyttet til type membran og modul. Dessverre finnes ikke alle de beste egenskaper i en og samme membran. Membranlevetid bør av økonomiske hensyn være mer enn 5 år. Det er derfor nyttig at også anleggseier og operatører er klar over slike begrensninger, både når anlegg skal anskaffes og senere under drift. Det er viktig at membrantoleranser er angitt av leverandøren og at en under drift ikke regelmessig overskrider toleransene (3).

Beleggdannelse, vask og desinfeksjon av membranmodulene

Det er et kjent fenomen at beleggdannelse på membranene er et hovedproblem ved bruk av membranfilter. Det kan medføre at membranenes kapasitet ikke kan utnyttes til fulle, og at membran-kapasiteten avtar over tid. Det er tidligere nevnt at det kan være stor forskjell på tendensen til beleggdannelse mellom de forskjellige membrantypene, og at det er viktig å benytte hydrofile typer.

Det er åpenbart at membranenes egenskaper medvirker til å starte beleggdannelsen. Noen membraner hindrer i større grad enn andre at beleggdannelsen kommer i gang. Når dannelsen først er kommet skikkelig i gang, vil belegget selv bidra til ytterligere beleggdannelse (5).

Det er tidligere også nevnt at det er vist at høy fluks vil kunne bidra til redusert membran-kapasitet (grunnet økt beleggdannelse). Forsøk har vist at høy belastning i mer enn én uke gir permanent belegg som bare kan fjernes ved kraftig kjemisk vask (5). Og vaskingen må være kraftigere jo høyere belastningen har vært og jo lengre den har pågått.

Et viktig tiltak mot beleggdannelse er altså rengjøring av membranen. Et system for dette må inngå i anlegget. Ved vask tilføres vaskemiddel til fødesiden av membranene og sirkuleres ved redusert driftstrykk. I systemet må det også inngå en mulighet for utskylning av vaskevann med råvann. Tilstrekkelig utskylningstid vil variere sterkt med vaskemiddeltypen og den konsentrasjonen som brukes, 20 til 40 minutter er vanlig (3). En må sikre seg tilgang på et effektivt vaskemiddel spesielt for humusbelegg. Generelt kan det sies at basisk vaskemiddel fjerner organisk materiale mens surt vaskemiddel fjerner uorganisk materiale. Det er viktig at membranene spyles 1 gang per døgn, ellers vil partiklene på membranen kunne smelte sammen og danne en ”matte” som er vanskeligere å spyle vekk. Membranvask og desinfeksjon kan på store anlegg gjøres på en del av anlegget av gangen. Mindre anlegg må taes ut av produksjon, gjerne på nattetid. Derfor er det nødvendig med et renvannsreservoar etter renseanlegget.

Anleggsleverandøren bør tilby et egnet vaskemiddel. Flere ulike vaskemiddeltyper og vaskintervaller er i bruk på norske anlegg. Det er derfor ikke mulig å beskrive en

enhetlig sammensetning. Noen av de vaskemidler som er i bruk er utviklet spesielt for membranlegg. Det er viktig for effektiviteten og fordi membranene har begrenset og varierende toleranser for en del generelle vaskemiddelkomponenter. Det gjelder noen tensider (spesielt kationiske og nonioniske), oksiderende stoffer og ekstreme pH-verdier (se produsentens angivelser). Vaskemidlene inneholder ofte en eller flere av følgende typer komponenter (3):

- fuktemidler: Tensider, fosfater m.fl.
- sekvesteringsmidler: Fosfater, EDTA m.fl.
- oksidasjonsmidler: Peroksider, klor m.fl.
- enzymer

Dersom alle de foran nevnte komponentene inngår, er ikke sammensetningen mye ulik de midler som benyttes til samme formål i meieribransjen. Mengden av vaskemiddel vil variere noe. Den vil selvsagt variere med effektiviteten av vaskemiddelet. For et godt vaskemiddel skal det være nok med 150-400 g aktivt tørrstoff per m² membran per år (3). Virkningen av vaskemidlene er nær proporsjonal med konsentrasjon og vasketid. Hvor ofte det vaskes, er derfor ikke avgjørende, men leverandørens anbefalinger gjennom prosessautomatiseringen må følges. Det bør imidlertid ikke gå mer enn 14 dager mellom hver membranvask. Dette gir normalt en total vasketid på 3-7 timer per uke. Utliknet på total mengde behandlet renvann, er det snakk om ca. 1,5-5 mg vaskemiddel per liter (3). Etter vask vil vaskemidlet bli pumpet ut av anlegget gradvis over 5-40 minutters skylletid. Mesteparten vil normalt forlate anlegget de første 3-5 minuttene. I starten er konsentrasjonen 0,5-5 g tørrstoff/liter, gradvis avtagende mot null (3).

Under drift vil membranen ikke bli særlig utsatt for bakteriell nedbrytning fordi vannhastigheten er for stor. Det er likevel fare for dannelse av bakteriekolonier på membranens permeatside (renvannssiden) på samme måte som i alle lukkede vannsystemer. Anlegget må derfor skylles med en desinfiserende oppløsning minst to ganger per uke, vanligvis en klorløsning (dersom membranen tåler det). Skyllingen kan utføres på samme måte som vask, men det trengs normalt kortere tid både til selve desinfeksjonen og til utskylning.

All bakterievekst på/i membranen medfører fare for at den ødelegges, samt at bakterier frigjøres til renvannet. Dersom en membranmodul skal tas ut av drift mer enn 2-3 dager, må den konserveres. Det kan utføres ved at en konserveringsløsning pumpes inn i anlegget og sirkuleres for å få god fordeling på samme måte som ved vask eller desinfeksjon. Mest brukt er en ca. 0,2 % oppløsning av Na-bisulfitt. Løsningen bør skiftes hver 4. uke (3).

Prosesstyring

På et membranfilteranlegg er det ikke behov for styring for å oppnå stabil renseeffekt. Det er imidlertid ønskelig å sørge for at anlegget unngår unødige beleggdannelse og at teknisk svikt i komponenter som pumper, ventiler, reléer osv., ikke medfører ødeleggelse av membranene. Prosesstyringen blir da i grove trekk (3):

- Begrense driftstrykket, slik at ikke fluksen blir for høy, for eksempel når temperaturen øker.
- Overvåke trykket på begge sider av membranen, stenge anlegget kontrollert ved feil verdier.
- Starte og stoppe anlegget etter vannforbruk, eventuelt med trinnløs eller trinnvis overgang.
- Starte, gjennomføre og stoppe desinfeksjon og vasking, automatisk på tid eller manuelt.

Disse punktene beskriver en blanding av prosesstyring, automatisering og overvåkning. Mer omfattende prosesstyring skulle det vanligvis ikke være behov for. Det er imidlertid et poeng å ikke gjøre behandlingsanlegg for lettbetjente. Derfor bør noen rutiner gjøres manuelt. Dette er ønskelig både ut fra et generelt behov for manuell kontroll av anleggets tilstand med jevne mellomrom, og ut fra et behov for beredskap. Operatør og driftsansvarlig må ha god kjennskap til anleggets funksjon og drift og må derfor ha en jevnlig kontakt med anlegget.

Alkalisering og karbonatisering

Da membranlegg fjerner noe av mineralene, anbefales det at det settes et prosesstrinn for alkalisering og karbonatisering etter membranlegget. Reduksjonen av kalsium og bikarbonat vil være omlag som manganreduksjonen, se tabell D.4.3.1. Anlegg for fjerning av høye fargetall (mye organisk materiale) vil derfor gi svært mineralfattig renvann. Noen anlegg benytter et enkelt kontaktbasseng med alkalisk masse. Grovt sett vil dette erstatte det som fjernes i membranlegget. For å oppnå tilfredsstillende verdier for kalsium og alkalitet med hensyn på korrosjonskontroll, må det doseres CO₂ i tilknytning til et alkalisk filter for å øke oppløsningshastigheten for den alkaliske filtermassen.

Ved behandling av renvann rett etter et membranlegg skal det normalt ikke oppstå slamavsetninger i det alkaliske filteret, da membraner for humusvann filtrerer ned til langt mindre partikler enn det som regnes som suspendert stoff. Det er imidlertid behov for å tilbakespyle det alkaliske filteret for å fjerne finstoff fra filtermassen, men tilbakespylingen foregår langt sjeldnere enn på anlegg der alkaliske filter er eneste behandlingstrinn.

Dosering av vannglass kan være et alternativ som korrosjonskontroll. Se for øvrig kap. D.5 om korrosjonskontroll.

D.4.3.5 Driftserfaringer

I rapport nr. 98 fra Folkehelse (3) er det gitt en del generelle opplysninger om norske vannverk som benytter membranfiltrering for humusfjerning. I 2002 var det 77 membranlegg i drift i Norge for rensing av humusvann.

På begynnelsen av 1990-tallet ble det gjennomført en omfattende driftsoppfølging ved tre membranfiltreringsanlegg på Vestlandet (11). Nedenfor refereres deler av de konklusjoner som ble trukket etter denne undersøkelsen:

- Rensingen er svært effektiv og gir et renvann med stabil kvalitet.
- Anleggene viser stabil drift og krever lite tilsyn, 1-1,5 timer én gang pr. uke.
- Anleggene har gått uten avbrudd siden start, dvs. 4 år for 2 anlegg og vel 1 år for det 3.
- Montering, igangkjøring og opplæring skjer på 3-4 dager.

En kort rundspørring hos eierne av alle anlegg som er levert, for å klarlegge hovedtrekkene i erfaringene, gav disse tilbakemeldingene (11):

- Alle er fornøyde med oppfølgingen fra leverandøren. Ingen angret valg av rensemetode.
- Halvparten melder om ingen vesentlige driftsproblemer.
- I to tilfeller er membraner byttet, øvrige problemer er knyttet til forhold uten tilknytning til selve renseprosessen (pumpe- og andre komponentfeil, tordenvær påvirker PLS etc.).
- Det er ønskelig med serviceavtale med leverandør.
- De fleste mener stabil drift, enkel betjening og god vannkvalitet er metodens fortrinn.

Driftstrykket i anleggene varierer sterkt, også på samme anlegg. Vanlige trykk er 3-6 bar, men verdier mellom 1,5 og 9 bar forekommer. Trykk under ca. 4,5 bar benyttes når anleggets kapasitet bevisst reduseres fordi forbruket er lavere enn dimensjonerende kapasitet. På noen av anleggene benyttes naturlig falltrykk foran anlegget til driftstrykk. På de øvrige benyttes pumper. På tidlige anlegg ble det benyttet membranfluks på 20 l/m²*time eller mer. Det viste seg umulig å opprettholde disse verdiene over lang tid. Senere anlegg benyttet derfor lavere membranfluks (10-16 l/m²*time). Det har vært en tendens til økt fluks (under-dimensjonering) i det siste, trolig på grunn av økt konkurranse om anleggsleveranser. Anlegg med lavere kapasitet har lavere pris.

Tilsynsfrekvensen varierer sterkt, uten at dette har gitt spesielle problemer der frekvensen er lavest. Vanlig tilsyn er tilstandskontroll, journalføring og etterfylling av beholdere for vaske- og desinfeksjonsmiddel.

Det er relativt liten forskjell på renseeffekten for det utvalg av membraner som er i bruk. Forskjellene er trolig mindre enn de variasjoner som skyldes analyseusikkerhet, årstidsvariasjoner, aldring av membran og variasjon i anleggsutforming. For fargetall varierer renseeffekten fra 85 til 96 %, for TOC (totalt organisk karbon) fra 67 til 80 % (få resultat) og for jern fra 85 til 98 %. Det varierer sterk i hvilken grad det gjøres regelmessig analyse av råvann og rensset vann. Verdiene for renseeffekt må derfor vurderes med et visst forbehold. Renseeffekten skal være tilnærmet konstant for samme

membrantype dersom den benyttes på samme råvannstype og i anlegg av samme utforming.

Membraner fjerner mikroorganismer og humus, men slipper gjennom organisk materiale av svært liten størrelse. De lavmolekylære og polare forbindelsene kan enkelt utnyttes av bakterier, og en kan få oppblomstring av spesielle bakteriesamfunn i ledningsnettet. Forbindelsene kan måles som AOC, assimilerbart organisk karbon, eller BDOC, biologisk nedbrytbart organisk karbon.

D.4.3.6 Avløpsvann

Konsentratet fra et membranlegg vil inneholde alle råvannets forurensningskomponenter. For humusvann vil dette hovedsakelig si humus. I tabell D.4.3.5, som også viser utslipp av vaskevann med mer, er det forutsatt et råvann med fargetall 50 og en TOC-konsentrasjon på 5 mg/liter (3). Det er videre forutsatt en gjenvinningsgrad på 75 %. Et membranfiltreringsanlegg vil under drift ikke tilføre verken natur eller råvannskilde noe mer enn det som var der i utgangspunktet. I de tilfeller der resipienten for konsentratet, for eksempel råvannskilden, har liten vannføring i forhold til konsentratmengden, vil selvsagt konsentratet føre til en økning av de ulike humuskomponenter i resipienten.

Type avfall	Tidspunkt	Sammensetning	Konsentrasjon	Mengde ¹⁾
Konsentrat	Alltid under drift	-----	Farge : 180 mg/l Pt TOC: 15 mg/l	250 l/m ³
Vaskevann	Tømming, ca.5 min	Tensider: 0-20 % Salter: 70-95 % Oksidanter: 0-50 %	0,5-10 g/l	1-5 g/m ³ ²⁾ 0,5-3 l/m ³ ³⁾
Vaskevann inklusive desinfeksjons- væske	Skylling, 20-40 min	Som ovenfor	0-0,5 g/l	5-30 l/m ³
Konserverings- væske	Tømming, ca.5 min	Na ₂ SO ₃ el. annet	1-5 g Na ₂ SO ₃ /l	ca. 1 l/m ²
	Skylling, 10-40 min	Salter: 0-5 g/l	0-1 g Na ₂ SO ₃ /l	5-10 l/m ²

1) Mengde tørrstoff og/eller volum per produsert m³ behandlet drikkevann. Konserveringsvæske.: per m² membran.

2) Avhenger av vaskefrekvens. Lavest konsentrasjon av vaskemiddel ved høyest mengde (liter).

3) Alle vaskekemikalier (tømming pluss skylling)

Tabell D.4.3.5. Sammensetning og mengde avfall fra membranfiltreringsanlegg (3).

Når membranfilter skal benyttes er det viktig å vurdere disponeringen av avløpsvannet, samt innhente informasjon fra leverandøren av anlegget om hva avløpsvannet inneholder. Per i dag foreligger ingen enhetlig politikk mht. håndtering av avløpsvannet

fra vaske/skylle- og desinfeksjonsprosessen. Når anlegg skal bygges må man ta kontakt med forurensningsmyndighetene. Ulike leverandører anbefaler ulike typer vaskemidler og konserveringsvæsker. Dokumentasjon av kjemikalienes sammensetning og egenskaper må foreligge før disse tas i bruk på anleggene.

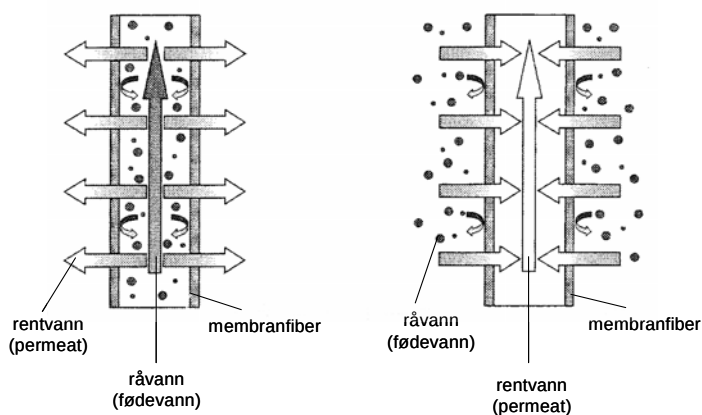
Avstanden til resipient eller kommunalt avløpsnett, samt grunnforhold, vil ha stor betydning for hvilke muligheter for utslipp av avløpsvann som foreligger, og tilhørende kostnader. Det beste er å føre vaskevannet til kommunalt avløpsnett. Alternativt kan en ved fornuftig tilpasning av sammensetning, konsentrasjon og vaskehyppighet benytte en infiltrasjonsgrøft, eller føre avløpet til vassdrag eller sjø.

D.4.3.7 Koagulering og membranfiltrering

Vanlige membranfiltreringsanlegg i Norge for fjerning av humus fra drikkevann er basert på hydrofile nano- og ultrafiltreringsmembraner med porestørrelse mellom 1,5 og 5 nm, og med mikrosiling (lysåpning rundt 50 μm) som forbehandling. Fordeler med denne behandlingsprosessen er bl.a. god fjerning av farge og TOC, jevn renavnns kvalitet og enkel drift, mens ulemper er bl.a. beleggdannelse på membranoverflaten, hvilket krever rensing/spyling og økt driftstrykk for å opprettholde fluksen samt energitap som følge av friksjon (tverrstrøm og resirkulering av konsentrat).

I de senere årene har det blitt gjennomført flere forsøk med koagulering og etterfølgende membranfiltrering. Ved å tilsette et koaguleringsmiddel får man større molekyler, hvilket tilsier at man kan bruke membraner med større poreåpning og derved oppnår en høyere fluks. Med koagulering av humusholdig vann før membranfiltrering reduseres potensialet for beleggdannelse.

I pilotskalaforsøk ved NTNU (12) har fjerning av humus fra vann med fargetall 50 mg P/l blitt undersøkt. I forsøkene har det blitt brukt hulfibermembran av typen utside-inn (nedsenket i vannet), med nominell porestørrelse 40 nm. Figur D.4.3.12 viser prinsippskisse av innside-ut og utside-inn hulfibermembraner.

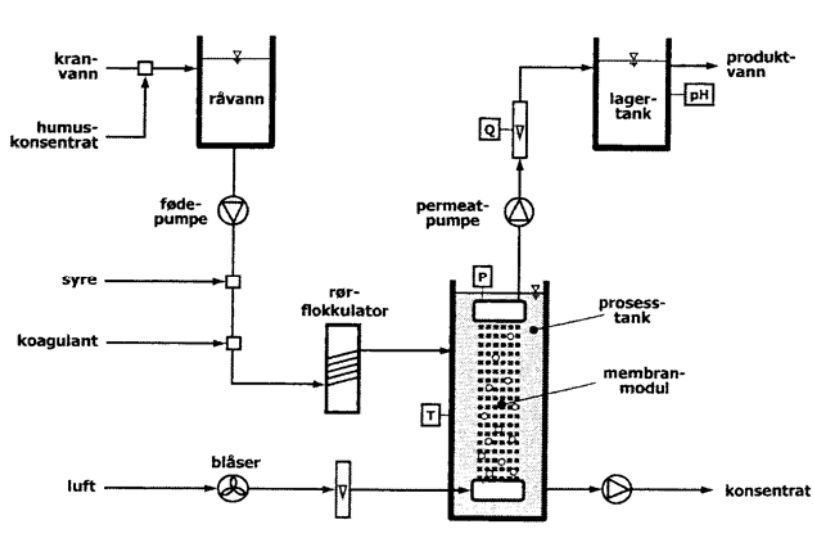


Figur D.4.3.12. Prinsippskisse av innside-ut (til venstre) og utside-inn (til høyre) hulfibermembraner (12).

De nevnte forsøkene viste bl.a. at (12):

- Fjerningen av farge, UV-absorberende stoffer og TOC var avhengig av koaguleringsmiddelet og ikke membranseparasjonen.
- Koagulering med PACl (pre-polymerisert aluminiumklorid) ga god fjerning av farge, UV-absorberende stoffer og TOC. Membranen fjernet aluminium-hydroksidkolloider effektivt slik at restkonsentrasjonen av aluminium i permeatet ble lav.
- Tilbakespyling løsnet belegg på overflaten av membranen, men intens lufting var hensiktsmessig for å rive belegget løs.
- Det ble oppnådd et vannutbytte på 95 %.

Ulemper med prosessen er imidlertid bl.a. at koagulering medfører en økning av både slamproduksjon og driftskostnader, både for koagulant og behandling av slammet. Figur D.4.3.13 viser flytskjema for pilotanlegget som ble benyttet i forsøkene ved NTNU.

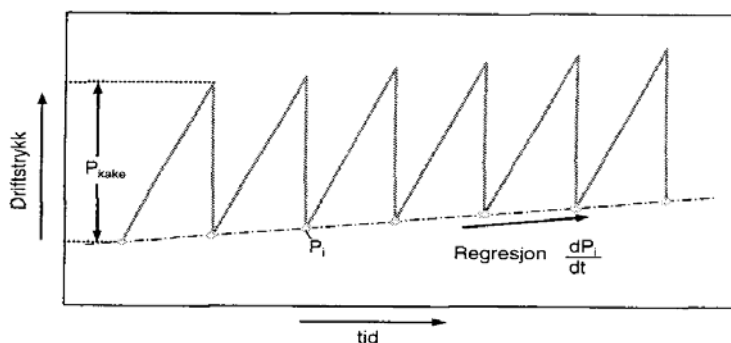


Figur D.4.3.13. Flytskjema for pilotanlegg ved NTNU (12).

Koagulering øker partikkelstørrelsen for alle partikler, inkludert humus. Store partikler setter seg ikke fast i membranporene i samme grad som små partikler, og de danner en mer porøs filterkake. Dosen av fellingskemikalium/koaguleringsmiddel og den resulterende partikkelladningen innvirker sterkt på beleggdamningen. Inneholder vannet høye konsentrasjoner av stoffer som ikke lar seg koagulere, vil tilsetning av fellingsmiddel ikke kunne forhindre beleggdamning. God flokkulering forutsetter hydrodynamiske betingelser som er optimalisert for partikkelkollisjon og fnokkdannelse (13).

Under filtrering ved konstant fluks øker stadig trykket som en følge av kakedannelse. Ideelt skal tilbakevasking fjerne belegget og restituere trykket til utgangsnivå. I realiteten vil man imidlertid se en gradvis økning av trykket etter tilbakevasking, som skyldes hydraulisk ikke-reversibel fouling (beleggdamning). Sistnevnte type belegg er

begrensende for driften av membranen, og utvikler seg lineært. Figur D.4.3.14 viser trykkutviklingen i membranmodulen, og stigningen av regresjonslinjen gjennom



trykkpunktene etter tilbakevasking kan altså anses som foulingrate (13).

Figur D.4.3.14. Trykkutvikling i membranmodulen (P_i indikerer trykk etter tilbakevasking) (13).

D.4.3.8 Ozonering og membran biofiltrering

I en artikkel i tidsskriftet "VANN" fra 2002, nr. 4, omtales mulighetene for å lede ozonert vann til et membranfilter der man lar en biofilm etablere seg på membranoverflaten og så filterer vannet gjennom membranen (14). Vi kjenner ikke til resultater fra denne type biologisk aktiv vannbehandling for drikkevann.

D.4.3.9 Referanser

1. Nasjonalt folkehelseinstitutt: Rapport fra vannverksregisteret. Drikkevann 2003. Vannrapport 109. Rapport 2004:2
2. Thorsen, T.: "Muligheter og begrensninger ved membranfiltrering av drikkevann". Vann, nr. 1 2001, 36. årgang
3. Statens institutt for folkehelse: Prosessløsninger for fjerning av humus. Rapport nr. 98, 1998
4. Folkehelse (Statens institutt for folkehelse): Membranfiltrering av humusvann – Veiledning og brukserfaring. Utarbeidet ved SINTEF teknisk kjemi, Trondheim, 1994
5. Drikkevannsforskning mot år 2000; Thorsen, Th., SINTEF: "Fundamentale studier av membranfiltrering av humusvann". Kursdagene ved NTNU, Trondheim, 5.-7. januar, 2000
6. Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften), Helsedepartementet, 04.12.2001
7. Vannforsyning og drikkevannskvalitet; Thorsen, Th., SINTEF: "Membranfiltrering". Kursdagene ved NTNU, Trondheim, 9.-10. januar, 2002

8. Thorsen, T. og Fløgstad, H.: ”Membranfiltrering av humus – effektiv forfiltrering er avgjørende for driften”. Vann, nr. 1 2003, 38. årgang
9. Drikkevannsforskning 2000 - 2005; Thorsen, Th., SINTEF: ”Modul- og forfiltreres betydning for drift av membranlegg”. Kursdagene ved NTNU 2005, Trondheim, 6.-7. januar, 2005
10. Thorsen, T. og Hem, L.: ”Membranfiltrering og begroingspotensiale i ledningsnettet”. Vann, nr. 4 2003, 38. årgang
11. Bolstad, M.: Driftsoppfølging av membranlegg. Norges forskningsråd, KOMTEK-programmet, Drammen, 1994
12. Vannforsyning og drikkevannskvalitet; Machenbach, I., NTNU: ”Koagulering/direktefiltrering for humusfjerning med hulfibermembraner”. Kursdagene ved NTNU, Trondheim, 9.-10. januar, 2002
13. Drikkevannsforskning 2000 - 2005; Machenbach, I., SINTEF: ”Humusfiltrering med koagulering og membranfiltrering - Driftsaspekter”. Kursdagene ved NTNU 2005, Trondheim, 6.-7. januar, 2005
14. Ødegaard, H., NTNU: ”Research and development of membrane filtration technology in Norway”. Vann, nr. 4 2002, 37. årgang

D.4.4 Ionebytte

Ved ionebytte utnyttes humusmolekylenes negative ladning ved at disse byttes ut mot anioner i et ionebyttemedium. Ionebyttemediet anvendes i form av en fast filterseng i nedstrøms kolonner. Ionebyttemassen må regenereres med en viss frekvens, og da benyttes vanligvis en blanding av lut (NaOH) og koksalt (NaCl).

Ved dimensjonering av et ionebytteranlegg er kontakttid og sykluslengde sentrale parametre. Økt råvannsfarge, redusert kontakttid og/eller redusert vanntemperatur gir økt farge på rentvannet. I slike tilfeller vil man normalt øke regenereringsfrekvensen, noe som gir redusert sykluslengde og redusert behandlingskapasitet. Prosessen er gjerne helautomatisert, og kortere perioder med stans har liten betydning. Prosessen egner seg best for vann som i utgangspunktet har moderat overskridelse av gjeldende kvalitetskrav for fargetall. En ionebytter har ingen funksjon som hygienisk barriere. Når det gjelder dimensjonering og utforming av ionebytteanlegg henvises for øvrig til rapport nr. 98, ”Prosessløsninger for fjerning av humus”, fra Folkehelsa (1).

D.4.4.1 Hva er ionebytte

Humus, eller NOM (naturlig organisk materiale) i vann har egenskaper som en svak syre, det vil si at humusmolekylene bærer en elektrisk ladning. Når vannets surhetsgrad (pH-verdi) er rundt 7 vil humusmolekylet alltid være negativt ladet (2). Ved ionebytte utnyttes humusmolekylenes negative ladning ved at disse byttes ut mot anioner (ioner med negativ ladning), vanligvis klorid, i et ionebyttemedium (resin). Humusen bindes til mediets positivt ladde overflate ved hjelp av elektrostatiske krefter og fortrenger

anionene som opprinnelig var bundet til mediet. Humusen bindes, eller adsorberes, i tillegg ved andre mekanismer, bl.a. van der Waals bindinger, hydrogenbindinger mm. Det har vist seg at adsorpsjon favoriseres ved lav pH-verdi mens ionebytte er favorisert ved høyere pH (3).

Ionebytteprosessen kan generelt beskrives ved følgende likning:



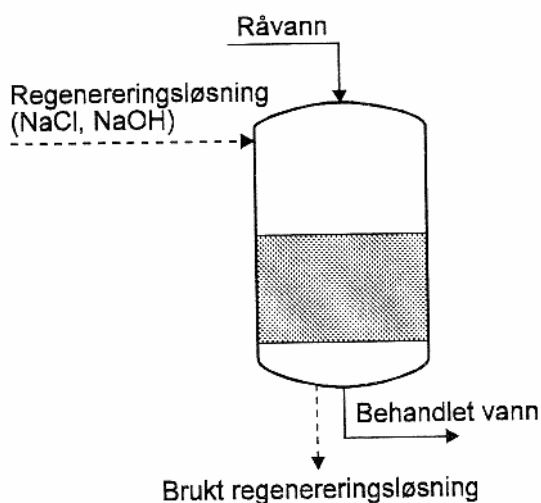
R: fast funksjonell gruppe på resinets overflate

B⁻: utbyttbare anioner

n: antall negativt ladde funksjonelle grupper i humusmolekyler

Ved vanlig drift går ionebytteprosessen etter likning 1) fra venstre mot høyre, inntil likevekten er innstilt og prosessen stopper. Når ionebyttemediet da vaskes med en løsning som inneholder en høy konsentrasjon av ionene B⁻, vil prosessen gå fra høyre mot venstre. Etter at ionebyttemediet på denne måten er blitt regenerert (ladet), kan det brukes om igjen.

Ionebyttemediet anvendes vanligvis i form av en fast filterseng i nedstrøms kolonner. Dette er vist skjematisk i figur D.4.4.1. Regenereringen utføres enten oppstrøms eller nedstrøms, mens spylingen foregår oppstrøms.



Figur D.4.4.1 Drift og regenerering av en anionbytterkolonne.

Reaksjonskinetikken (adsorpsjonshastigheten) begrenses av transporthastigheten gjennom vannfilmen rundt resinkornene og gjennom resinet. Makroporøs ionebyttemasse (resin/medium), som har en større total overflate enn de som ikke er makroporøse og der vannet kan strømme delvis inn i porene, gir høyere reaksjonshastighet (2).

Faktorer som temperatur, og spesielt vannets kontaktid (oppholdstid) vil være sentrale parametre ved dimensjonering av anlegg.

NOM (naturlig organisk materiale) består av en stor variasjon av molekyler, bl.a. i sammensetning, størrelse og farge. Ionebytteren fjerner i høy grad de minste humusmolekylene, og de er stort sett lite farget. De større organiske molekylene, som også er mer farget, trenger lengre oppholdstid i ionebyttekolonnen for å bli fjernet (4). Ionebytte-prosessen er altså mer effektiv mhp. fjerning av organisk stoff enn reduksjonen av farge normalt tilsier. At ionebytting er særlig bra når det gjelder fjerning av DOC (dissolved organic carbon = løst organisk stoff/karbon), stoff som normalt er ”mat” for små organismer, medfører at den biologiske aktiviteten i ionebyttet vann er lav. Dette gir igjen mindre biologisk vekst og belegg i ledningsnett, og reduserer faren for vond lukt og smak på vannet.

D.4.4.2 Vannkvalitetens betydning for renseeffekten

Høyt innhold av partikulært materiale i råvannet vil medføre gjentetting i ionebytte-massen og dermed gi høyt trykktap og nedsatt kapasitet i ionebytteren. Den parameteren som i størst grad indikerer hvorvidt det er behov for forbehandling av vannet, er turbiditeten. I tillegg kan det være behov for annen informasjon om råvannet, f.eks. data om slamutfelling og dyr i tilførselsledninger. Ved endringer i vannføring kan slammet løsne og medføre tilstopping i etterfølgende vannbehandlingsenheter. I enkelte vannkilder har tilførsler av smådyr, bl.a. hoppekreps og mysis, skapt problemer til visse tider av året. Slike tilfeldige tilførsler fanges ikke alltid opp av regulære turbiditetsmålinger.

Generelt anbefales det som en minimumsløsning å la vannet passere gjennom en mikrosil foran ionebytteranlegget for å hindre at store partikler slipper inn med råvannet. Vanlig filteråpning i mikrosilen er 50 µm. Hvis vannet har en turbiditet av betydning bør man også vurdere å filtrere vannet gjennom et hurtigsandfilter (én- eller to-media).

Ionebytting er mer effektivt ved høyere temperaturer enn ved lave, hvilket tilsier at man normalt oppnår lengre driftssykluser om sommeren enn om vinteren. Imidlertid er, som tidligere nevnt, vannkvaliteten mhp. farge og innhold av NOM av stor betydning, og råvannskvaliteten er gjerne bedre og mer stabil om vinteren.

Råvannets innhold av jern har betydning for driften. Jern kan felles ut som jernhydroksid i ionebytttermassen og vil ikke bli fjernet ved regenerering. Periodevis vasking av massen med syre eller et reduksjonsmiddel for å løse opp jern må da til for å opprettholde anleggets kapasitet.

D.4.4.3 Grunnlag for dimensjonering

Generell grunnlagsinformasjon for å dimensjonere prosessen er beskrevet på de første sidene i kap.D.4.

Laboratorie- og/eller pilotforsøk

To viktige egenskaper i en ionebytteprosess er ionebytterens kapasitet (humusopptak pr. gram ionebyttedium) og adsorpsjonshastigheten (kinetikken). Disse egenskapene har betydning for hvor sterkt en filterkolonne kan belastes og hvor lenge den kan belastes før utløpskvaliteten blir dårligere enn kravet. For å skaffe bedre grunnlagsinformasjon

for dimensjonering og for å kunne sammenlikne ulike ionebyttemedia, anbefales det å utføre isotermforsøk og kolonneforsøk med råvannet som skal behandles. Disse metodene er nærmere omtalt i rapport nr. 98 fra Folkehelsa (1).

Det er påvist at oppholdstiden av vannet i ionebyttemediet er den driftsparameteren som har størst betydning for utnyttelsen av ionebytteren. Et mål for kontakttiden, empty bed contact time - (EBCT), kan beregnes ved at filtersengvolumet divideres med vannstrømmen, eller ved å dividere sengedybden med filtreringshastigheten. Renseeffekten øker (utløpskonsentrasjonen minker) med økende kontaktid.

Dimensjoneringskriterier

I tabell D.4.4.1 er sammenfattet generelle dimensjoneringskriterier for enkeltkolonner for behandling av vann med fargetall opp til ca 50 mg Pt/l. Verdiene bygger på erfaringstall og anbefalinger fra leverandører av ulike ionebyttemedier (1).

Kontaktid	> 10 minutter
Filtersengdybde	0,5 – 1,5 meter
Kolonnelengde	Høyde på filterseng + 100 % for ekspansjon
Filtreringshastighet	< 15 m/h
Sykluslengde	2 – 14 dager

Tabell D.4.4.1 Generelle dimensjoneringskriterier for en enkelt kolonne (farge <50 mg Pt/l).

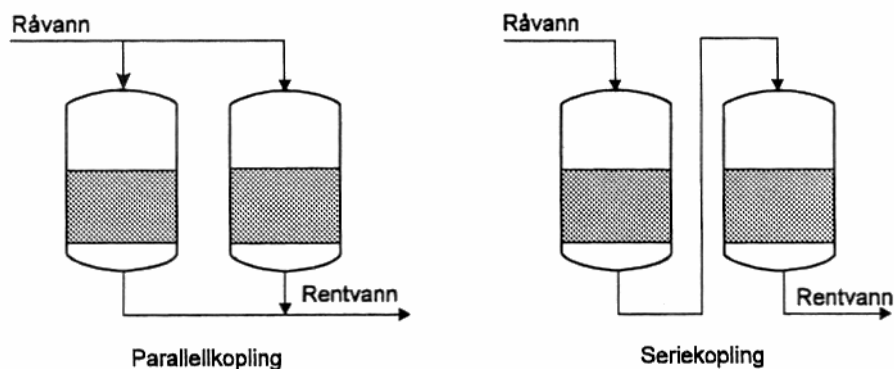
D.4.4.4 Krav til tekniske anlegg

Prosessutforming

Ved utformingen av prosessen er det flere faktorer som er av betydning for å minimalisere kostnadene:

For å redusere kjemikaliekostnadene må kapasiteten til hvert filter, eller hver kolonne, utnyttes så mye som mulig før hver regenerering. Det er derfor fordelaktig å benytte to eller flere filtre i serie. Ved regenereringen kan man dermed alltid behandle det filteret som står først, dvs. det filteret vannet går inn på først, og vite at det er dette som i størst grad er mettet med humus. Etter regenereringen rulleres så filterrekkefølgen, slik at det reneste filteret alltid står sist, dvs. blir det siste filteret vannet går igjennom.

For å ha tilstrekkelig sikkerhet mot gjennombrudd og ha fleksibilitet i produksjonen er det som nevnt gunstig å ha minst to separate kolonner. De to kolonnene kan koples sammen på to prinsipielt forskjellige måter som vist i figur D.4.4.2.



Figur D.4.4.2 Parallellkopling og seriekopling av ionebytterkolonner. Ved seriekopling kan rekkefølgen på filterne/kolonnene endres.

Parallellkopling

Ved denne driftsmåten halveres produksjonen når den ene kolonnen tas ut for regenerering. Dette kan imidlertid gjøres på nattetid eller man kan kompensere for tapet ved å øke produksjonen noe på den kolonnen som er i drift mens regenereringen pågår. Røropplegget blir noe enklere og rimeligere ved parallellkopling enn ved seriekopling fordi kolonnene ikke trenger å bytte plass etter regenereringen. Løsningen egner seg for råvannstyper av forholdsvis god kvalitet, slik at lange syklustider kan forventes og det er små sjanser for gjennombrudd.

Seriekopling

Denne løsningen er aktuell for vann med høyt humusinnhold. Selv om investeringskostnadene blir høyere enn ved parallellkopling, vil man på lang sikt oppnå bedre drift og lavere kjemikalieforbruk med denne løsningen. En annen fordel er at vannproduksjonen går som normalt på det/de filtre som ikke er under regenerering, forutsatt at anlegget har rør- og ventilopplegg for dette. Rekkefølgen på filterne kan, som tidligere nevnt, snus.

Ionebyttemedier

Blant de krav som må stilles til ionebyttemediet er at det har god fysisk og kjemisk stabilitet slik at man kan forvente lang levetid. Videre må mediet ikke avgi skadelige eller uønskede komponenter til drikkevannet. Alle ionebytterne som er i bruk i Norge (per 1997) er sterkt basiske og har et tertiært amin $-N^+(CH_3)_3$ som funksjonell gruppe. Mediene brukes vanligvis som kuler med diameter mellom 0,3 og 1,5 mm. Kulene har porøs oppbygging som medfører at mediene har en stor overflate og dermed en høy utbyttingskapasitet. Ved siden av makroporøse media med porestørrelser mellom 10 og 100 nm finnes det også mikroporøse media. Hele overflaten til sistnevnte synes imidlertid ikke å være tilgjengelig for de forholdsvis store humusmolekylene. Den praktiske kapasiteten kan ikke forutsies, men må bestemmes eksperimentelt, fordi hvert medium har egne preferanser med hensyn til de forskjellige ionene.

Jern fra råvannet vil kunne akkumuleres i ionebytteren, noe som fører til nedsatt kapasitet. Jernet kan fjernes ved vasking med 10% saltsyreoppløsning, eller ved å bruke natriumditionitt som er et reduksjonsmiddel. For at syrevask skal kunne gjennomføres, må tanker, rør og ventiler etc som kommer i kontakt med væsken være syrebestandig.

En av ionebytterprodusentene anbefaler at syrevask foretas en gang pr. 50 sykluser for vann med en jernkonsentrasjon på 0,3 mg/l eller mer.

Regenerering

Sterkt basiske anionbyttere regenereres som oftest med lut (NaOH). Flere typer ionebyttere har den fordel at de kan regenereres med koksalt (NaCl). Forsøk har imidlertid vist at en ren koksaltoppløsning ikke alltid er tilstrekkelig effektiv. Best resultat er oppnådd med en blanding av NaCl (10%) og NaOH (2%). Løsningsvolumet som kreves ved hver regenerering tilsvarer omtrent 3 filtersengvolum.

I praksis kan både råvann og rentvann benyttes til spyling og skylling av ionebytteren. Bruk av råvann gir høyere rentvannsproduksjon, spesielt ved høye fargetall og hyppige regenereringer. Ved regenerering utsettes ionebytttermassen for en såvidt høy pH (>13) i 30-60 minutter at man kan regne med at dette gir en fullstendig desinfeksjon av filteret. Det foreligger hittil lite materiale som kan belyse hvorvidt en ionebytter kan tilbakeholde mikroorganismer eller om ionebyttemediet kan fungere som et voksested for slike organismer. Den periodevise desinfeksjonen som oppnås ved hver regenerering bør imidlertid kunne holde slik vekst i sjakk. Ionebytteren regnes imidlertid ikke som noen hygienisk barriere. Et anlegg som består av forfiltrering, ionebytte og desinfeksjon har derfor bare én, 1, hygienisk barriere.

For å redusere kjemikalieforbruket bør det legges opp til gjenbruk av regenereringsvæske, i praksis vil væsken etter hver regenerering fortynnes noe, og volumet øke noe, på grunn av fortynning med det porevannet som er i filtersengen når regenereringen starter. For å opprettholde vækestyrken må derfor ferske kjemikalier doseres til lagertanken regelmessig. Det er vist at opptil 8 gangers gjenbruk av den samme regenereringsløsningen ikke reduserer utbyttingskapasiteten til ionebyttemediet i nevneverdig grad. Forutsetningen er at løsningens volum og saltkonsentrasjon blir justert etter hver regenereringssyklus. En slik prosedyre anbefales derfor for å redusere forbruket av kjemikalier og dermed driftskostnadene.

Alkalisering og karbonatisering

Humusholdig overflatevann er generelt bløtt (Ca- og Mg-fattig), har lav alkalitet og ofte en pH som er lavere enn ønskelig. Dertil kommer at pH vanligvis synker noe under ionebytteprosessen. En av årsakene til dette kan være at bikarbonationer (HCO_3^-), som er en svak base, blir byttet ut mot kloridioner. Forsøk har vist at sterkt basiske ionebyttere i liten grad påvirkes av råvannets pH. Forsøk med bruk av et kalksteinsfilter på innløpet for å oppnå alkalisering har gitt en betydelig økt ionebytteeffekt (5), selv om denne effekten har vært vanskelig å verifisere under praktisk drift. Det vil derfor normalt være mest praktisk å alkalisere vannet etter ionebyttingen.

Som følge av ionebytte-prosessen øker vannets korrosivitet (byter humus mot klorid-ion Cl^-), og pH- og alkalitetshevning av rentvannet er derfor nødvendig.

Bruk av alkalisk filter med dosering av CO_2 , evt. med pH-justering med lut, er en egnet behandling i tilknytning til et ionebytteanlegg.

Dosering av vannglass til rentvannet etter ionebytteren kan være et alternativ som korrosjonskontroll.

D.4.4.5 Driftserfaringer

I rapport nr. 98 fra Folkehelse (1) er det gitt en del generelle opplysninger om norske vannverk som benytter ionebytte for humusfjerning. I tillegg til disse er det også levert en del anlegg til hoteller og næringsmiddelbedrifter.

En generell svakhet ved ionebytting er at prosessen er svært følsom for endringer i råvannskvalitet. Der hvor anleggene belastes tett opp til det anlegget er dimensjonert for, skal det lite til før rentvannskvaliteten blir dårligere enn kravet. I de senere år er det registrert en permanent økning i humusinnhold i en del råvannskilder. Dette har medført at råvannsfargen i noen tilfeller har blitt betydelig høyere enn 50 mg Pt/l, og man er da oppe i et område hvor ionebytte generelt ikke burde ha vært valgt. Generelt har anleggene best drift om vinteren pga. stabil og god råvannskvalitet, og dårligst om våren ved snøsmelting og under kraftige nedbørsperioder fordi humusinnholdet og fargen på råvannet da øker.

I en del tilfeller har vannbehovet økt mer enn forutsatt slik at anlegget utsettes for høyere hydraulisk belastning enn forventet. Dette gir økt regenereringshyppighet og økte kjemikaliekostnader. Noen av disse problemene skyldes feildimensjonering eller mangelfullt dimensjoneringsgrunnlag/rådata. Man har i en del tilfeller dimensjonert anleggene etter gjennomsnittlig fargetall og ikke tatt hensyn til toppene vår og høst.

Et vanlig problem på de anleggene som har vært i drift en tid, er en tilsynelatende reduksjon eller blokkering i ionebyttekapasitet, noe som medfører hyppigere regenereringsbehov og dårligere rentvannskvalitet. Ulike tiltak har vært forsøkt for å gjenvinne kapasiteten.

Ionebyttermassen fra anlegg med nedsatt kapasitet har vært undersøkt av Folkehelse (6). Det viste seg at store mengder adsorbent jernhydroksid kunne fjernes fra den brukte massen ved hjelp av kjemiske reduksjonsmidler. Denne behandlingen førte til en vesentlig forbedring av ionebyttekapasiteten. Ved Dalen vannverk i Fet kommune fjernes jern fra ionebyttermassen ved hjelp av en 5% oppløsning av natriumditionitt. Det oppnås en merkbar forbedring av kvaliteten på rentvannet. Rutinemessig bruk av natriumditionitt vil sannsynligvis kunne føre til forbedring på andre vannverk med tilsvarende problemer.

De fleste vannverk med ionebytting som hovedprosess er utstyrt med grovsil og mikrosil med lysåpning i området rundt 50 μm . Noen få anlegg har sandfilter. Det kan reises spørsmål ved om forbehandlingen er effektiv nok overalt og om man i noen

tilfeller burde ha brukt en finere sil enn lysåpning 50 µm eller eventuelt installert sandfilter.

De ionebyttermassene som er i bruk i Norge har en forventet levetid på 5-10 år. Et utenlandsk anlegg har vært i drift i mer enn 15 år uten skifte av ionebytter. I noen tilfeller har det vært nødvendig å etterfylle med ionebyttermasse for å kompensere for tap eller for å øke kapasiteten i anlegget. For-ozonering har vist seg å ha en positiv effekt på ionebytteprosessen (7), men dette er ikke i praktisk bruk på norske anlegg.

Tabellen nedenfor viser en skjematisk framstilling av noen mulige feil dersom anlegget ikke fungerer etter hensikten.

Problem	Mulige feil/årsaker
- for dårlig rentvannskvalitet	- plutselig forverring av råvannskvaliteten (f.eks. regn/snøsmelting) - mye jern i råvannet (danner humusforbindelser uten ladning eller "tetter" ionebyttemassen) - feil dimensjoneringsgrunnlag (mhp. farge, kapasitet o.l.) - for dårlig forbehandling - for dårlig regenerering/spyling - feil type ionebyttemasse - ionebyttemassen er oppbrukt - tette dyser og lignende
- vond lukt på rentvannet	- dersom en tank som regenereres skylles for dårlig og så blir stående "på vent" kan fiskeaktig lukt oppstå - usikkert om det kan oppstå biologisk aktivitet i ionebyttemassen som kan medføre vond lukt/smak

Tabell D.4.4.2 Mulige problemer og årsaker når ionebytteren ikke fungerer etter hensikten.

Ionebytteprosessen er generelt lite plasskrevende. Lokalet bør ha tilstrekkelig takhøyde til at filterkolonnene kan demonteres innendørs, og det bør være oppvarmingsmulighet. Det har vist seg at ved bruk av temperert regenereringsvæske (opp til 60°C) går regenereringen hurtigere og mer fullstendig enn med kald væske. Oppvarming er også nødvendig for å hindre utkrystallisering av lut. Temperaturen i kjemikalierommet bør

helst være over 15°C. Utblanding av regenereringsvæske skjer ofte manuelt, men kan også foretas automatisk. De fleste anleggene benytter granulert kaustisk soda (NaOH) og steinsalt.

Blant fordelene med ionebytteprosessen kan nevnes at anlegget er lett å automatisere og er normalt enkelt å betjene. Tilsynsbehovet kan være fra 2-3 ganger pr. uke eller sjeldnere, avhengig av råvannskvaliteten. Dessuten har prosessen et forholdsvis lite spyle- og skyllevannsforbruk (1-3 % av produsert vannmengde) sammenliknet med andre humusfjerningsprosesser (membranfiltrering og direktefiltrering). Det er av betydning der hvor man har knappe råvannsressurser. En annen fordel er at trykket bevares gjennom prosessen. Normalt er trykktapet mindre enn 1 bar. Dette betyr at man kan utnytte inngående trykk til distribusjon av vannet uten ekstra pumping.

Fordeler ved bruk av ionebytting er altså:

- generelt lite plasskrevende
- lett å automatisere
- relativt enkel drift og lavt tilsynsbehov når anlegget fungerer etter hensikten
- lavt spyle-/skyllevannsforbruk
- prosessen kan drives under trykk, ikke behov for trykkøkning etter vannbehandlingen dersom tilstrekkelig inngangstrykk
- lav biologisk aktivitet i renvannet

D.4.4.6 Avløpsvann

Avløpet fra ionebytteprosessen inneholder konsentrert humusvann samt koksalt og lut. Dette gir avløpsvannet en meget høy pH (12,5-14) og ledningsevne (10-20 000 mS/m). Ved en gjenbruksgrad på 5 ganger vil ionebytteprosessen oppkonsentrere humus i vannet fra råvann til avfallsløsning med en faktor på ca 3-4000. Dette betyr at for hver 3-4000 m³ produsert vann oppstår det 1 m³ avfallsløsning. Væsken er svært korrosiv og svart av farge.

Forurensningsproblemer knyttet til utslipp av slikt avløpsvann vil være:

- forgiftning av fisk og bunndyr i vassdraget (resipienten)
- tilslamming med humus

Generell prosedyre ved etablering av et ionebytteranlegg vil være at anleggseier søker om utslippstillatelse i hht. Forurensningsloven. Kvaliteten på resipienten, bruks- og næringsinteresser i vassdraget m.m., må da vurderes i hvert enkelt tilfelle.

Når det gjelder håndteringen av dette avløpsvannet synes følgende løsninger å være aktuelle, basert på erfaringer fra et begrenset antall utslippssaker:

- utslipp av spylevann til gode sjøresipienter kan vanligvis skje uten restriksjoner
- konsentrert regenerat må samles opp og føres til avløpsrenseanlegg eller annen egnet behandling. På forhånd må det avklares om avløpsrenseanlegget er egnet for mottak av regenereringsløsning.
- slam fra spyling av ionebyttemassen kan vanligvis slippes ut i vassdrag med mindre restriksjoner

Bortledning til offentlig avløp/renseanlegg vil i mange tilfeller gi betydelig økte investeringer til ledningsanlegg mm., spesielt for små anlegg. Dette kan gjøre metoden mindre konkurransedyktig enn f.eks. membranfiltrering og direktefiltrering. Eventuelt kan konsentrert regenerat samles opp og kjøres bort med tankbil.

Ulike metoder for å håndtere avløpet lokalt er tatt i bruk. En aktuell metode vil være oppsamling av alt avløpsvannet i fordrøyningstanker, for videre å dosere dette meget forsiktig ut i resipienten i perioden mellom to regenereringer (eksempelvis 1-2 l/min).

Det er også gjort forsøk med å infiltrere avløpsvannet i et grustak nær en elv slik at avløpet sivet langsomt ut i elva med god fortynning. Avløpet synes ikke å representere noe alvorlig forurensningsproblem forutsatt at det blir tilstrekkelig fortynnet før utslipp.

Både av hensyn til økonomien og av hensyn til utslippsproblematikken er det ønskelig å redusere kjemikalieforbruket mest mulig. Dessuten kan det forventes at kravene til utslippsbegrensning blir skjerpet. Det vil derfor være behov for utvikling av metoder for behandling av avløpet med sikte på eventuell gjenvinning av kjemikalier.

D.4.4.7 Referanser

1. Folkehelsa vannrapport, Statens institutt for folkehelse, rapport nr. 98, 1998: Prosessløsninger for fjerning av humus
1. Metodevalg og drift av vannbehandlingsanlegg for humusfjerning, kurs i Oslo 1999: D. Hongve; "Ionebytting - Faglig gjennomgang av metoden"
2. Removal of humic substances from water, NTNU, Trondheim, 1999, H. Ødegaard (red.), s. 219 – 226: J-P. Croué et al.; "Removal of hydrophobic and hydrophilic constituents by anion exchange resin"
3. Removal of humic substances from water, NTNU, Trondheim, 1999, H. Ødegaard (red.), s. 227 – 234: D. Hongve et al.; "Experiences from operation and regeneration of an anionic exchanger for NOM removal "
4. Tidsskriftet Vann, 1988, årgang 23, nummer 4: D. Hongve og E. Bergan; "Humusfjerning ved ionebytting"
5. Folkehelsa, D. Hongve; Personlig meddelelse

6. Metoder for fjerning av humus i drikkevann, Trondheim, 1988, H. Ødegaard (red.), s. 87 - 111; J. Fettig, 1988; "Sorpsjonsprosesser (ionebytting og aktivt kull) for fjerning av humus"

D.4.5 Ozonering og biofiltrering (under utarbeiding)

D.4.6 Andre metoder for fjerning av humus (under utarbeiding)

D.5 Korrosjonskontroll

Vann som er aggressivt mot materialer i vannledninger og installasjoner, kan føre til helsemessig betenkelige konsentrasjoner av metaller i vannet. Kobber, sink, bly og kadmium (sjelden) utløses fra rørmaterialer og loddemetaller i husinstallasjoner, mens jern og komponenter fra sement tilføres fra vannledninger og bassenger. Korrosivt vann påvirker vannledningenes mekaniske styrke, og vil føre til redusert levetid på ledninger, ventiler, batterier o.l. Korrosivt vann kan også gi vannverk driftsmessige problemer ved reduksjon av vannledningenes vannføring ("gjengroing"), samt periodevis slamførende vann. Korrosjon i ledningsnett er nærmere omtalt i kapittel E4.

De ulike kjemikaliene som er omtalt senere i dette kapittel omfattes av ulike norske standarder: NS-EN 896 for lut (NaOH), NS-EN 897 for natriumkarbonat (Na_2CO_3), NS-EN 936 for karbondioksyd (CO_2), NS-EN 939 for saltsyre (HCl), NS-EN 1017 for dolomitt ($\text{Ca}(\text{CO}_3)\text{MgO}$), NS-EN 1018 for knust/malt kalkstein (CaCO_3), NS-EN 1209 for vannglass/natriumsilikat ($\text{Na}_2\text{O} \cdot n\text{SiO}_2$ med n mellom 1,5 og 4,0) og NS-EN 12518 for lesket kalk/kalsiumhydroksid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) og brent kalk/kalsiumoksid (CaO).

Alkalisering og karbonatisering relatert til spesielle behandlingsmetoder er også omtalt under de kapitler som omhandler disse prosessene.

D.5.1 Alkalisering

Alkalisering betyr å heve vannets pH-verdi. Hensikten er å redusere den utløsningen av tungmetaller fra armatur og vannledninger som kan forårsakes av surt vann.

Alkalisering alene gir liten alkalitetsheving og er lite effektivt overfor materialer der karbonatlikevekten er viktig med tanke på å redusere korrosjon, som for eksempel sement. Undersøkelser av en del norske vannverk som alkaliserer vannet, har vist at kravene til pH-verdi kan være vanskelig å overholde. Vannets lave bufferevne gjør at pH endrer seg utover ledningsnettet. I enkelte tilfeller er ekstremt høye pH-verdier (pH 11) registrert som følge av påvirkning av ledningsnettmaterialet. Alkalisering gjennomføres med ulike kjemikalier.

D.5.1.1 Tilsetting av kalk

Lesket kalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$, hydratkalk/kalsiumhydroksid) i pulverform løses i vann. De fleste norske vannverk som bruker kalk på denne måten, får ufullstendig oppløsning av kalken samt problemer med periodevis gjentetting av doseringsutrustningen. Man får derved problemer med å holde jevn pH i renvannet. I noen tilfeller oppleves også

forhøyet turbiditet i renvannet etter kalkdoseringen. Det blir imidlertid stadig vanligere å installere oppløsningsenhet og sedimenteringstank for kalken. Ofte doseres kalkslammet (sedimentert materiale) til flokkuleringsbassenget og klarvannsfasen til rentvannet. Se D.5.1.2. vedrørende pH-kontroll.

Noen vannverk velger å bruke brent kalk (CaO eller kalsiumoksid) som har mindre tendenser til å klumpe seg og tette igjen doseringsutrustningen enn lesket kalk, men det er et etsende stoff som setter større krav til personlig beskyttelse ved håndtering. Både for lesket og brent kalk må det unngås kontakt med hud og øyne. Kjemikaliekostnadene ved enkel kalkdosering er lave.

D.5.1.2 Tilsetting av lut

Lut (50 % NaOH , natriumhydroksid) doseres i fortynnet form. Luten er sterkt etsende og må behandles med forsiktighet. Av arbeidsmiljøhensyn må anlegget utformes noe spesielt. Ved oppbevaring av konsentrert lut må temperaturen være høyere enn 15°C for ikke å felle ut som fast NaOH . Vanligvis fortynnes luten til 25 % når den kommer fram til anlegget. Alkalisering med lut er driftsmessig enkelt. Ved tilsetting av lut til vann vil pH-verdien først øke, men deretter skjer det en langsom reaksjon mellom hydroksid-ioner og vannets innhold av CO_2 som gjør at pH synker. Reaksjonstiden øker med avtakende vanntemperatur. På mange anlegg er det registrert at selv om pH-verdien er akseptabel i det vannet forlater anlegget, er vannet for surt utover på distribusjonsnettet. Kontroll av pH bør derfor gjøres etter et utjevningsbasseng, eller i en sløyfe med temperert vann (ca. 25°C). Lutdosering gir små kjemikaliekostnader.

D.5.1.3 Tilsetting av soda

Soda (Na_2CO_3 , natriumkarbonat) som fast stoff løses i vann før dosering. Selve doseringen blir derved svært enkel og pH-kontrollen blir også enklere enn ved luttilsetning. Metoden gir en svak karbonatisering av vannet. Soda er et relativt kostbart kjemikalie sammenliknet med kalk og lut.

D.5.1.4 Tilsetting av vannglass

Vannglass, eller natriumsilikat ($\text{Na}_2\text{O} \cdot n\text{SiO}_2$ med n mellom 1,5 og 4,0), omsettes vanligvis som oppløsninger i vann. På grunn av innhold av alkalier kan vannglass brukes til alkalisering. Hvis forholdet mellom SiO_2 og Na_2O er mindre eller lik 3,2, er produktet så alkalisk at det ved håndtering må tas forholdsregler mot kontakt med hud og øyne. En vannglassoppløsning der forholdet er større enn 3,2, er ikke klassifisert som en farlig væske. Produktet som selges i Norge er i sistnevnte kategori.

Den eksakte virkningsmekanismen for vannglass er lite kjent, og det er blandete erfaringer med bruken av vannglass. Effekten er bl.a. avhengig av råvannskvaliteten og materialet som skal beskyttes. Silikationene kan bidra til å hindre utfelling av metallioner, for eksempel treverdig jern, og gir dermed mindre vekst av rustknoller i ledninger av jern og stål. Vannglass kan danne en hinne av utfelt kiseltsyre og metallsilikater, som skal virke korrosjonshindrende, på overflaten av materialer i kontakt med vann. Effekten av vannglass er best i surt og bløtt vann. Nødvendig dose

vannglass øker med økende konsentrasjon av salter, økende hardhet og økende temperatur i vannet som skal behandles.

Dosering av vannglass gjøres vanligvis mengdeproporsjonalt med en doseringspumpe, og installasjonskostnadene er derfor små. Kjemikaliekostnadene er høyere enn for lut.

D.5.2 Karbonatisering og hardhetsøkning

Karbonatisering = økning av alkaliteten, dvs. konsentrasjonen av HCO_3^- .

Hardhetsøkning = økning av vannets kalsium- og magnesiuminnhold

Hensikten er å øke vannets bufferevne og gi konstant vannkvalitet utover ledningsnettet, øke kalsiuminnholdet for å redusere korrosjonshastigheten av sementbaserte rør, samt holde konstant pH slik at utløsningen av tungmetaller minimeres. Kjemikaliene omtalt nedenfor kan anvendes.

D.5.2.1 Tilsetning av kalk og CO_2

Prosessen omfatter tilsetning av karbondioksid (CO_2 -gass) og hydratkalk (Ca(OH)_2), evt. kalsiumoksid (CaO). Kalk doseres som beskrevet under alkalisering. I tillegg doseres CO_2 -gass. CO_2 -gassen øker kalkens løselighet og danner kalsiumbikarbonat som gir vannet en bedre bufferevne enn ved dosering av bare kalk. Vanligvis brukes det også her en kalkoppløser som krever store investeringer (se D.5.1.1) og det kreves også en tank til flytende CO_2 , som vanligvis leies av gassleverandøren. Kjemikaliekostnadene er relativt store.

Vannverk som benytter kalk og CO_2 oppnår vanligvis en god og jevn vannkvalitet i overensstemmelse med drikkevannsforskriften.

D.5.2.2 Tilsetning av mikronisert marmor og CO_2

En suspensjon av finmalt kalksten (kalsiumkarbonat, CaCO_3) med partikkeldiameter mindre enn $1\text{ }\mu\text{m}$ tilsettes vannet sammen med CO_2 -gass. De små partiklene bidrar til å øke oppløsningshastigheten, men det kan være nødvendig å fjerne uoppløste partikler i et filter. Ved tilsetning av CO_2 -gass under trykk kan det oppnås en så stor overmetning av kalsiumbikarbonat at det er tilstrekkelig å behandle en delstrøm av vannet som deretter blandes inn i hovedstrømmen. Det kan være nødvendig med en endelig pH-justering med lut for å oppnå ønsket pH-verdi. Investeringskostnadene er relativt små og anlegget er enkelt i drift, men kjemikaliekostnadene er store.

D.5.2.3 Dolomittfilter (halvbrent dolomitt)

Halvbrent dolomitt, $\text{Ca(CO}_3\text{)MgO}$ er plassert i en filterkolonne (trykkfilter). Vannet passerer filtermassen og noe av massen løses i vannet. CO_2 -gass kan doseres til vannet før filteret passerer for å sikre mest mulig konstant pH. Når ikke CO_2 -gass anvendes, kan lang oppholdstid i filteret føre til at vannet får ekstremt høye pH-verdier ($\text{pH} = 11\text{--}12$). Virkningsgraden for den alkaliske massen avtar etter en tids bruk. Til å begynne med fås en rask utløsning av MgO , som gir vannet høy pH, mens eldet masse vesentlig

består av CaCO_3 , som er mindre vannløselig og dermed gir mindre effekt. Ny filtermasse må tilsettes med jevne mellomrom og all filtermasse bør skiftes etter en viss tid. Tilbakespyling er nødvendig. Metoden brukes særlig der plasshensyn teller (offshore og skip), både for å redusere vannets korrosivitet og for å bedre smaken etter evaporering.

D.5.2.4 Marmorfilter

Knust kalkstein (CaCO_3 , marmor) brukes på samme måte som dolomitt, men på grunn av mindre løselighet vil pH ikke kunne nå så høye verdier som for dolomitt. Med denne metoden er det ingen fare for overdosering. For å oppnå tilstrekkelig oppløsning av kalksteinen, er det viktig med stor kontaktflate. En gradering av kalksteinen på 1-3 mm og filterdybde på minst 1 m er vanlig. Det er videre viktig at belastningen på filteret ikke er for stor for at kontakttiden skal bli tilstrekkelig. Hvis marmorfilter brukes uten tilsetning av CO_2 , er resultatet avhengig av vannets naturlige CO_2 -innhold. Spesielt grunnvann vil i noen tilfeller inneholde så høye konsentrasjoner av CO_2 at det gir en tilstrekkelig kalkoppløsning. I de fleste tilfeller vil det imidlertid være gunstig å tilsette vannet CO_2 før filteret for å oppnå stabil alkalitet og pH. Hvis filteret ikke har tilstrekkelig kapasitet til å heve pH, kan dette avhjelpes med en mindre lutdosering til slutt.

Det har også blitt brukt sterke syrer, som saltsyre, til å løse opp kalk i marmorfilter. Dette gjør at oppløsningen går lettere enn ved bruk av CO_2 , men kan føre til en vannkvalitet som er mindre gunstig med hensyn til korrosjon for ulike materialer. En spesiell form for bruk er å la marmorfilter nøytralisere overskuddet av (salt-)syre etter en fellingsprosess. Her kan det også doseres noe CO_2 for å opprettholde et forhold mellom alkalitet og kloridioner som er gunstig fra et korrosjonssynspunkt.

I de fleste tilfeller bygges marmorfiltre med stor overflate for å sikre tilstrekkelig kapasitet, noe som også gir forholdsvis store anleggskostnader. Kjemikaliekostnadene avhenger av om anlegget bruker CO_2 , som er et kostbart kjemikalium, eller bare kalkstein, som er relativt billig.

Et marmorfilter er svært enkelt i drift, og en fordel i forhold til andre metoder for alkalisering er at overdosering ikke er mulig. Marmor må etterfylles jevnlig for å opprettholde en jevn gradering på massen. Tilbakespyling kan være nødvendig da filteret tar opp organisk stoff og jern- og manganoksider fra vannet, og vil kunne gå tett.

D.5.2.5 Annet

Filter med kalkstein kan også plasseres direkte i brønn hvis jern- og manganinnholdet er lavt. Andre aktuelle vannbehandlingstiltak (under utarbeiding)

D.5.3 Avherding (under utarbeiding)**D.5.4 Lufting (under utarbeiding)****D.5.5 Adsorpsjon (under utarbeiding)****D.5.6 Fjerning av jern og mangan (under utarbeiding)****D.5.7 Kunstig infiltrasjon (under utarbeiding)****D.5.8 Avsaltingsanlegg (under utarbeiding)****D.6 Andre aktuelle vannbehandlingstiltak****D.6.1 Avherding (under utarbeiding)****D.6.2 Lufting (under utarbeiding)****D.6.3 Adsorpsjon (under utarbeiding)****D.6.4 Fjerning av jern og mangan (under utarbeiding)****D.6.5 Kunstig infiltrasjon (under utarbeiding)****D.6.6 Avsaltingsanlegg**

I kystsamfunn hvor man mangler gode ferskvannskilder, kan det være et alternativ å produsere drikkevann fra sjøvann. To produksjonsmetoder er aktuelle:

- Evaporering. Her fordampes sjøvann, og da saltet ikke fordamper, får man ferskvann når man samler opp kondensert damp.
- Omvendt osmose. Behandlingsprinsippet er det samme som ved membranfiltrering, men filterets poreåpninger er langt mindre. Man bruker svært høyt trykk for å skille ut ferskvann fra sjøvann ved at vannmolekylene presses gjennom en membran som holder tilbake de langt større saltionene.

Disse metodene er relativt dyre, og brukes derfor bare når man ikke har andre alternativer. Slik vannproduksjon er vanlig på skip og offshoreinnretninger, og omtales nærmere i kapittel G.2 om drikkevannsanlegg på skip og offshoreinnretninger.

D.7 Tiltak på grunnvannsanlegg (under utarbeiding)

D.8 Vannbehandlingskjemikalier

Dette kapittelet omhandler de stoffene som i drikkevannsforskriften er betegnet ”kjemiske produkter til behandling av drikkevann”. Mange forskjellige vannbehandlingskjemikalier brukes ved norske vannverk. I tillegg til kjemikalier som tilsettes direkte til drikkevannet, finnes det også kjemikalier som indirekte kan komme i kontakt med drikkevannet, for eksempel i forbindelse med rengjøring av drikkevannsanlegg. Det er viktig å sikre at kjemikaliebruken skjer uten at vannet tilføres komponenter som medfører fare for helseskader.

D.8.1 Aktuelle kjemikalier

En rekke vannbehandlingsmetoder krever bruk av kjemikalier som kan påvirke vannkvaliteten:

- Ulike klorforbindelser og ozon brukes til desinfeksjon av drikkevann.
- Ved koagulering/filtrering tilsettes koagulanter som aluminiumsulfat, jernklorid, kitosan etc., og ofte optimaliseres disse prosessene ved bruk av hjelpekoagulant.
- I forbindelse med korrosjonskontroll brukes mineraler og kjemikalier som dolomitt, kalkstein, vannglass og karbondioksid.
- Ionebytte skjer ved at vannet passerer en porøs filtermasse hvor ioner byttes ut, og det brukes kjemikalier til å regenerere ionebyttermassen.
- Ved rengjøring av UV-anlegg, membranfiltreringsanlegg og andre komponenter i drikkevannssystemet brukes ofte ulike typer rengjøringskjemikalier. Disse kan også påvirke kvaliteten på drikkevannet dersom rutinene for skylling er mangelfulle.

D.8.2 Krav til godkjenning

Drikkevannsforskriftens § 15 krever at alle kjemiske produkter som brukes til behandling av drikkevann skal godkjennes av Mattilsynet. Godkjenningskravet gjelder produkter som tilsettes direkte til drikkevannet, men omfatter ikke produkter som brukes til rengjøring av utstyr, regenerering av filtermasser eller liknende, med mindre disse doseres slik at de normalt vil gjenfinnes i drikkevannet. Mattilsynet fører liste over godkjente produkter, og lenke til denne listen finnes også på Folkehelseinstituttets drikkevannsportale, hvor det er en egen side om godkjente produkter:

www.fhi.no/drikkevann/produkter

Produktene som er godkjent, er vurdert toksikologisk, og det er som oftest Folkehelseinstituttet som gjør disse helsemessige vurderingene, på vegne av Mattilsynet. Det gjøres en helserisikovurdering for hvert enkelt stoff som produktet består av, og alle relevante toksikologiske effekter vurderes. Folkehelseinstituttet har i flere tilfeller avdekket at produkter som søkes godkjent, inneholder for store mengder

av uønskede stoffer, for eksempel er det funnet for høye verdier av tungmetaller i enkelte alkaliske filtermasser.

Desinfeksjonsmidler skal også godkjennes etter biocidforskriften, som igjen er basert på EUs biociddirektiv. Formålet med biocidforskriften er å forhindre uakseptable effekter på helse og miljø, og vurderingene etter denne forskriften omfatter andre forhold enn etter drikkevannsforskriften. Statens forurensningstilsyn er godkjenningmyndighet etter biocidforskriften, men foreløpig godkjennes ikke desinfeksjonsmidler for drikkevann, da man på dette feltet har en overgangsordning hvor godkjenning etter drikkevannsforskriften aksepteres inntil videre. Overgangsordningen er en følge av at man fra EUs side gjennomfører et program for vurdering av de enkelte biocidstoffene. Stoffene i desinfeksjonsmidler for drikkevann skal vurderes i 2007/2008, og det kan først søkes om godkjenning for de enkelte produktene etter at dette arbeidet er avsluttet.

D.8.3 Krav til bruk

Etter drikkevannsforskriftens § 15 skal bruk av kjemiske produkter til behandling av drikkevann godkjennes i hvert enkelt tilfelle. Slik godkjenning gis i forbindelse med at vannforsyningssystemet godkjennes etter § 8. For vannforsyningssystemer som ikke trenger offentlig godkjenning, skal det likevel sikres en tilsvarende helsemessig trygg bruk.

Alle vannverkseiere skal også sikre at det ikke finnes uakseptable eller unødvendig høye restverdier av slike produkter, inkludert nedbrytningsprodukter, i drikkevannet. For noen av produktene inneholder Mattilsynets liste også informasjon om maksimal dosering. For andre produkter må man forholde seg til drikkevannsforskriftens grenseverdier og for øvrig redusere bruken av kjemikalier så langt det lar seg gjøre.

For rengjøringskjemikalier og andre produkter som ikke trenger godkjenning, finnes det ikke bestemmelser om godkjenning for bruk og dosering. Man skal likevel bruke slike kjemikalier med forsiktighet, da drikkevannsforskriftens § 4 inneholder et generelt forbud mot forurensning av vannforsyningssystemer. Dette forbudet gjelder følgelig for all bruk av kjemikalier som kan forurense drikkevannet. En rekke kjemikalier som ikke er godkjenningsspliktige, er likevel vurdert av Folkehelseinstituttet i forbindelse med bruk på drikkevannsanlegg på offshoreinnretninger, se side for godkjente produkter på drikkevannsportalen: www.fhi.no/drikkevann/produkter

D.9 Drift og vedlikehold

Vannverkseier skal påse at drikkevannsforskriftens krav til vannkvalitet, mengde og leveringssikkerhet overholdes, og må derfor ha et fungerende internkontrollsystem, se F.1. Dette internkontrollsystemet skal være i henhold til drikkevannsforskriften og er hjemlet i Matloven og Kommunehelsetjenesteloven. Det er altså et internkontrollsystem som kommer i tillegg til internkontrollen etter HMS-regelverket, men disse to internkontrollsystemene bør samles i ett felles system.

Et vannbehandlingsanlegg består av ulike tekniske deler som må ha jevnlig driftstilsyn og regelmessig vedlikehold for å fungere trygt over tid. God drift og godt vedlikehold er derfor viktige deler av internkontrollen.

Når man lager drifts- og vedlikeholdsrutiner, må man vurdere hvilke konsekvenser svikt i tekniske systemer kan medføre både for vannkvalitet, mengde, leveringssikkerhet og for helse-, miljø- og sikkerhet. Deretter lager man programmer for drift og vedlikehold hvor slike feil forebygges, og her beskriver man hva som skal gjøres og hvor ofte dette skal gjøres. Slike programmer vil ofte omfatte systemkomponenter som filtre, bassenger, desinfeksjonsanlegg, måleinstrumenter, tilbakeslagsventiler og trykksettings-systemer. Leverandører av teknisk utstyr har normalt oversikt over nødvendige drifts- og vedlikeholdsprogrammer for sine systemer. For hvert av elementene i drifts- og vedlikeholdsprogrammene lages det mer detaljerte jobbeskrivelser over hvem som gjør jobben, nødvendige sikkerhetstiltak og hvordan jobben skal utføres i praksis.

D.10 Eksempler på kombinerte behandlingsprosesser (under utarbeiding)