

Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg

Hallvard Ødegaard
hallvard.odegaard@ntnu.no

Prof. em. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU)

Scandinavian Environmental Technology (SET) AS

Oppdraget

Prosjektet - som ble tildelt Rambøll etter en minikonkurranse – er gjennomført som et samarbeid mellom Rambøll og SET AS og var delt i to deler:

- Veiledning for planlegging av vannbehandlingsanlegg
 - Prosjektleder : Jostein Andersen, Rambøll
- Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg
 - Prosjektleder : Hallvard Ødegaard, SET AS

Norsk vann prosjekt: Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg

- Prosjektleder : Hallvard Ødegaard, SET AS
- Ekspertgruppe (foreslått av prosjektleder):
 - Jon Brandt AsplanViak
 - Svein Forberg Liane, Sweco
 - Stein Østerhus, NTNU
 - Bjørnar Eikebrokk, SINTEF
- Referansegruppe (oppnevnt av Norsk Vann)
 - Målfrid Storfjell (HIAS),
 - Arne Seim (Bergen Vann),
 - Lars Hem (VAV),
 - Kaj-Werner Grimen (MOVAR)
 - Gunnar Mosevoll (Skien kommune)

Viktig ved utarbeidelse av dimensjoneringskriterier

- Kriteriene skal representere "state of the art" – dvs. ikke forskningsfronten. Der kunnskap om "state of the art" mangler, må man akseptere eget og andres skjønn
- Man skal ligge på "den sikre siden". Ikke nødvendigvis treffe "spikeren på hodet" – men sørge for at man ikke får underdimensjonering.
- Man må ha en pragmatisk tilnærming til oppgaven – ikke nødvendigvis være helt "korrekt" og ikke være redd for å ta "noen sjanser"
- Man må ikke "ri kjepphester" – dvs. ikke favorisere noen syn/ holdninger til den prosess man beskriver i forhold til andre (f.eks.: fordi "det er dette vi alltid har gjort her")

Innhold

Forord

1. Innledning

2. Dimensjoneringsgrunnlag

3. Forbehandling

4. Metoder for fjerning av partikler

5. Metoder for fjerning av humus (naturlig organisk stoff - NOM)

6. Metoder for fjerning av lett nedbrytbart organisk materiale

7. Metoder for fjerning av organiske mikroforurensninger

8. Metoder for gassoverføring (lufting)

9. Metoder for fjerning av uorganiske stoffer

10. Metoder for fjerning av lukt og smak

11. Metoder for inaktivering av smittestoffer

12. Metoder for korrosjonskontroll

13. Valg av behandlingstiltak og oppbygning av behandlingsanlegg

Referanser

For hver metode:

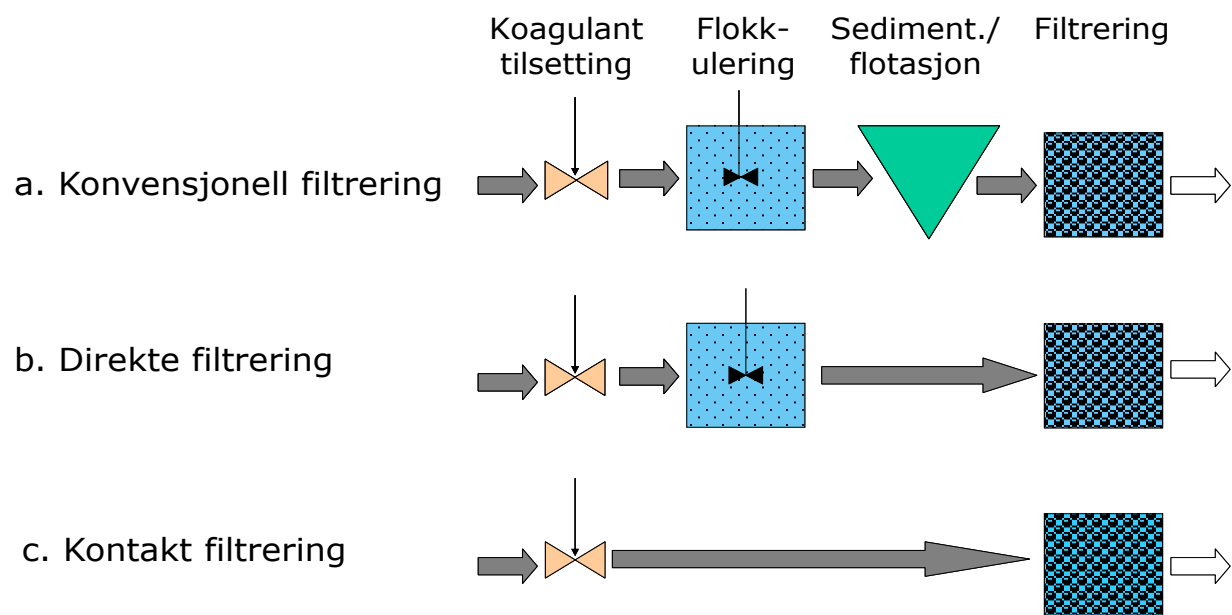
- Generelt om metode for...
 - Oversikt over enhetsprosesser
- Enhetsprosesser for
 1. Beskrivelse
 2. Anvendelsesområde
 3. Konstruktiv utforming
 4. Dimensjonering

Illustrasjoner:

Illustrasjoner blir bare benyttet i den grad den er nødvendig for å anskueliggjøre et dimensjoneringskriterium eller er selv en del av et slikt.

Kap 4. Metoder for fjerning av partikler

4.2 Oppbygning av koaguleringsanlegg



Koagulering benyttes primært for:

- Fjerning av kolloidale partikler - turbiditet og mikroorganismer
- Fjerning av kolloidalt organiske stoff - humus

Koagulering – nødvendig pH og koagulantdose

- Ettersom vannet i Norge vanligvis er bløtt og har lav alkalitet og at koaguleringsreaksjonen er sur, må man vanligvis tilsette et pH-regulerende kjemikalium for å sikre optimal pH under koaguleringen.

Tabell 4.2 Typiske områder for optimal pH- og koagulantdosering for turbiditetsfjerning¹

Koagulant	Typisk optimal pH	Typisk dosering
Aluminiumsulfat	6,5 – 7,5	0,5 – 1,5 mg Al/l
Jernklorid/Jernkloridsulfat	5,5 – 7,5	1,0 – 3,0 mg Fe/l
Prepolymerisert Al-klorid (PAX)	6,8 – 7,5	0,5 – 1,5 mg Al/l

¹Optimal pH for koagulering hvor humusfjerning er det primære mål er typisk lavere og doseringen typisk høyere enn når turbiditetsfjerning er i fokus – se kap 5 (avsnitt 5.2).

Tabell 5.1 Typiske områder for optimal pH- og koagulantdosering ved humusfjerning

Koagulant	pH	Dosering, mg/l
Aluminiumsulfat	5,8–6,6	1,5–3,0 mg Al/l
Jernklorid	4,0–5,5	2,5–5,0 mg Fe/l
Jernkloridsulfat	4,0–5,5	2,5–5,0 mg Fe/l
Poly Al-klorid	6,0–7,0	1,0–2,5 mg Al/l
Kitosan	5,0–6,0	1,7–3,5 mg/l

Koagulering - slamproduksjon

- Slamproduksjonen vil være bestemt av mengde av fjernet suspendert stoff pluss mengde av utfelt materiale, og kan bestemmes ved følgende formel:

$$SP_k = SS_{ik} + K \cdot D$$

SP_k = slamproduksjonen (mg SS/l) etter koagulering (og flokkulering)

SS_{ik} = konsentrasjonen av suspendert stoff i vann tilført koaguleringstrinn

D = dosering av koagulant (mg Al evt. Fe)/l

K = utfellingskonstant¹ – kan ved dimensjonering settes lik 4,0 for Al og 2,5 for Fe

¹Den teoretisk verdien for K ved utfelling av hhv $Al(OH)_3$ og $Fe(OH)_3$ er hhv. 2,89 for Al og 1,91 for Fe. Ved dimensjonering bør man imidlertid ta høyde for evt. andre utfellingsreaksjoner samt en sikkerhetsmargin. Eikebrokk (2012a) viser til forsøk med humusvann der utfellings-konstantene ble bestemt til hhv. 4,2 for Al-koagulering og 2,5 ved Fe-koagulering

- Ofte har man ikke data for SS_{ik} , men derimot turbiditet. I leirførende elver kan man anta at 1 NTU (turbiditet) tilsvarer 1 – 1,5 mg SS/l (for området 1 – 10 NTU).

Dimensjonerende koagulantdose ved humusfjerning

Følgende modell kan benyttes for bestemmelse av dimensjonerende koagulant-dose (bearbeidet etter Eikebrokk, 2012a) forutsatt at man ligger innenfor optimalt område for pH (se tabell 5.1):

$$D = 1,25 \cdot (A \cdot F + B)$$

der D = Dimensjonerende dose (mg Al/l, mg Fe/l, mg kitosan/l)

F = Fargetall (mg Pt/l)

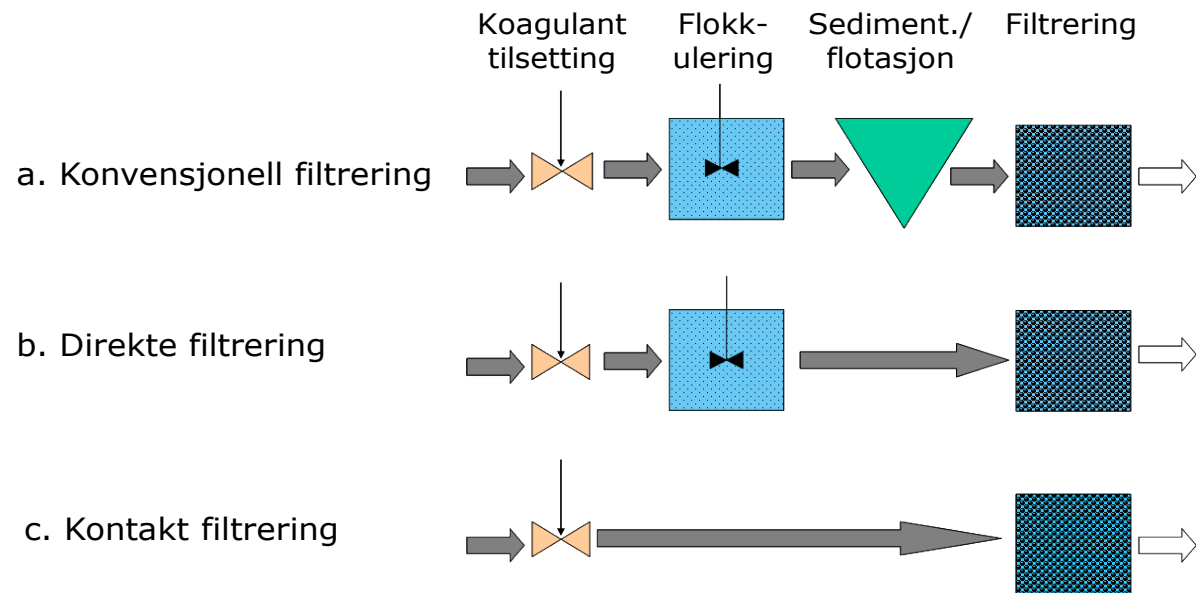
A og B = konstanter avhengig av type koagulant og driftsbetingelser, se tabell 5.2:

Det er i formelen tatt høyde for den praktisk anvendbare dosen bør være 25 % høyere enn absolutt minste nødvendige dose.

Tabell 5.2 Konstanter i modell for beregning av dimensjonerende dose ved koagulering av humus (Basert på og bearbeidet etter verdier presentert i Eikebrokk, 2012a)

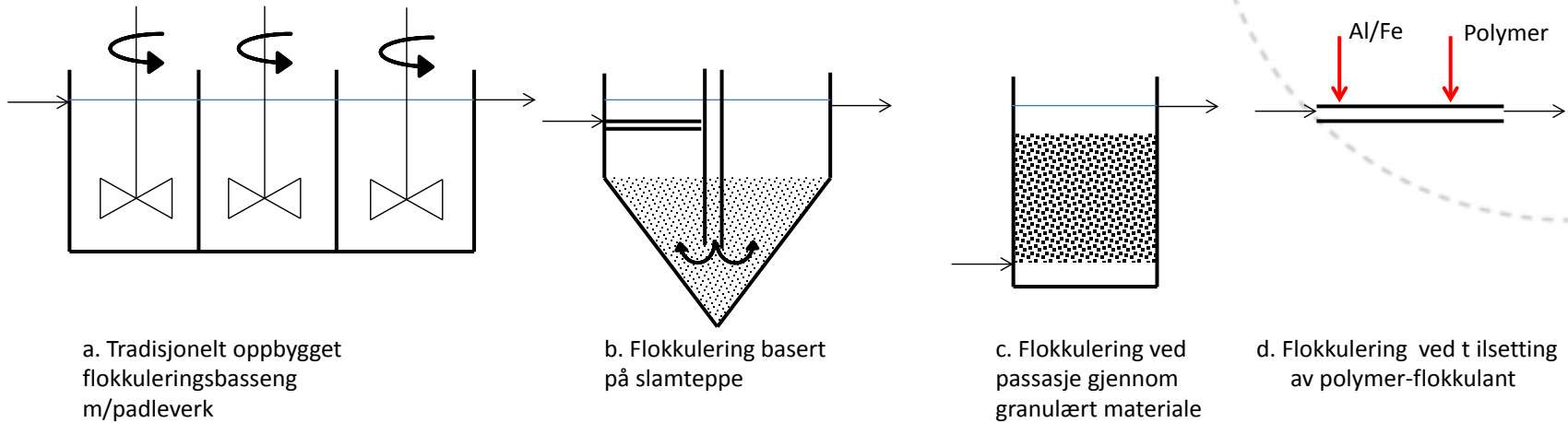
Konstant	Aluminiumsulfat	Polyaluminiumklorid	Jernklorid/jernkloridsulfat	Kitosan
A	0,043	0,034	0,086	0,040
B	0,30	0,30	0,58	0,72

Systemvalg ved humusfjerning



Dersom doseringsbehovet er $> 2,5$ mg Al/l eller $> 5,0$ mg Fe/l (tilsvarer koagulant-behovet ved et fargetall på ca. 40 mg Pt/l i humusvann med lav turbiditet), bør man overveie å benytte grovseparasjon. Ved doseringsbehovet $> 3,0$ mg Al/l eller $> 6,0$ mg Fe/l (tilsvarer koagulant-behovet ved et fargetall på ca. 50 mg Pt/l i humusvann med lav turbiditet) anbefales bruk av grovseparasjon.

Flokkulering



Ved dimensjonering av flokkuleringsreaktorer må følgende bestemmes:

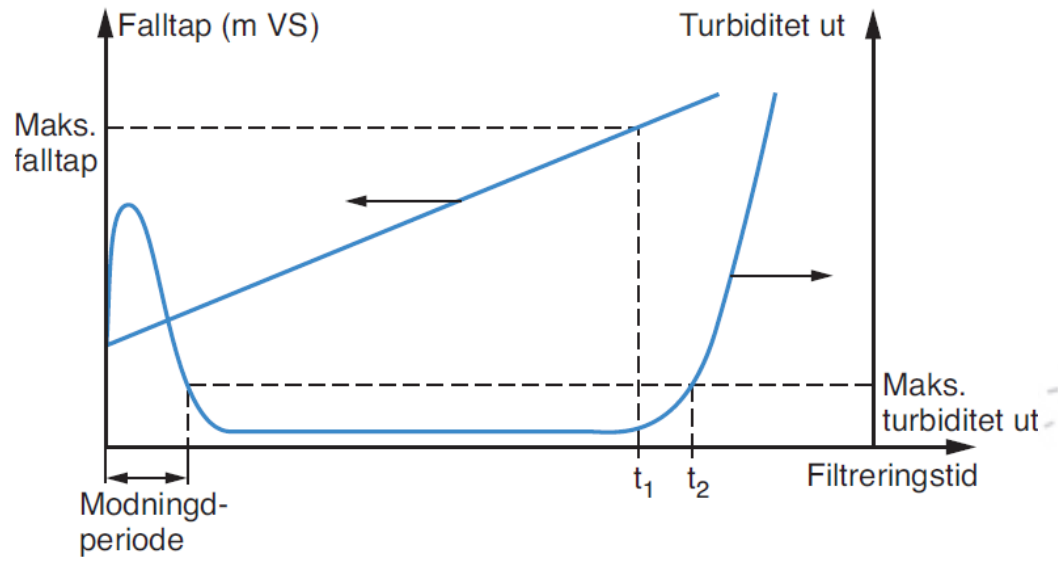
- Størrelsen på flokkuleringsreaktoren (evt. flokkuleringssonen)
- Inndeling i reaktorkammer i omrørte reaktorer
- Tilført effekt til omrørere i omrørte reaktorer

Dybdefiltrering

Normalt diskontinuerlig prosess bestående av to sekvenser:

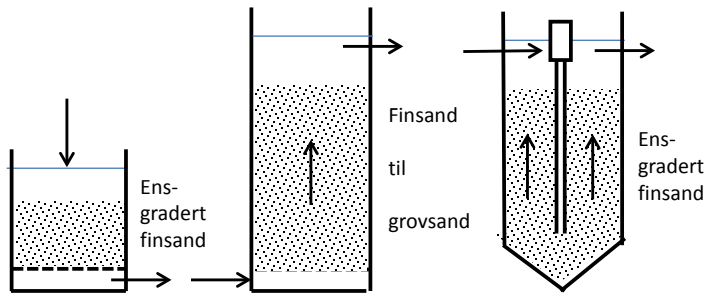
To prosesser:

- Filtrering
- Filterspyling (-vasking)

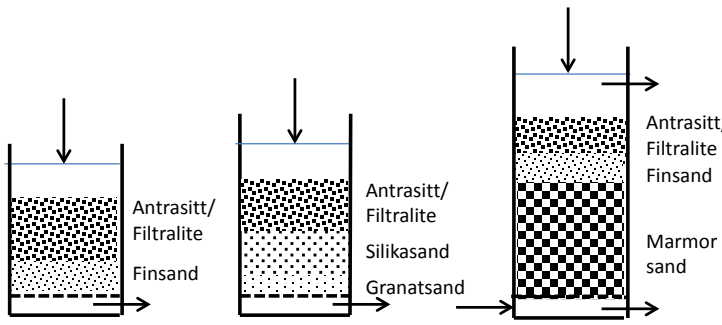


Parameter	Effekten av økning av angitt parameter på	
	Gangtid før gjennombrudd	Gangtid før begrensende falltap
Effektiv kornstørrelse	Minker	Øker
Dybde av filterlag	Øker	Minker
Filterhastighet	Minker	Minker
Partikkelkonsentrasjon i innløp	Minker	Minker
Fnokkstyrke	Øker	Minker
Tetthet på partikler som fjernes	Minker	Minker
Porøsiteten i filterlaget	Minker	Øker

Dybdefiltrering - filtertyper



En-media sandfilter Oppstrøms sandfilter Kontinuerlig oppstrøms sandfilter



To-media filter Tre-media filter Tre-media filter med marmorlag

Karakterisering av ulike filtertyper

Filtertype	Filtermedium	Tetthet (g/cm ³)	Kornstørrelse, d (mm)	Filterdybde (cm)
Nedstrøms en-medium-tradisjonelle	Sand	2,60	0,4 – 0,8	50 – 80
Dype en-medium	Antrasitt/GAC/Filtralite	1,20 – 1,80	0,8 – 1,2	150 – 180
Nedstrøms to-media	Antrasitt/Filtralite	1,40	0,8 – 2,5	45 – 50
	Sand	2,60	0,4 – 0,8	30 – 50
Nedstrøms tre-media med granatsandlag	Antrasitt	1,40	1,0 – 2,0	55 – 75
	Sand	2,60	0,6 – 0,8	20 – 30
	Granatsand	4,20	0,4 – 0,6	5 – 15
Nedstrøms tre-media med marmorlag	Antrasitt	1,40	1,0 – 2,0	55 – 75
	Sand	2,60	0,6 – 0,8	30 – 50
	Marmor	2,70	1,0 – 3,0	200 – 250
Nedstrøms to-lags Monomulti (NC/HC)	Leca-granulat (Filtralite)	1,25 (NC) 1,70 (HC)	1,6 – 2,5 0,8 – 1,6	45 – 50 45 – 50
	Dype Monomulti	1,25 (NC) 1,70 (HC)	1,6 – 2,5 0,8 – 1,6	60 – 70 100 – 120
Oppstrøms en-media diskontinuerlig	Sand	2,60 – 1,80	0,8 – 3,0	150 – 250
	Leca-granulat (Filtralite, HC)	1,70	1,6 – 5,0	150 – 250
Oppstrøms en-media kontinuerlig	Sand	2,60	0,9 – 1,2	200

Dybde filtrering – dimensjoneringsmåte

1. Velg dimensjonerende brutto filtreringshastighet, $v_{f,brutto}$ (m/h)
(f.eks. fra tabell 4.17)
2. Velg ønsket syklustid (totaltid mellom hver tilbakespyling)

$$t_p = t_f + t_{s,v} + t_{s,l+v} + t_v$$

der t_f (h) er tid for filtrering (inkl. modningstid, t_m), $t_{s,v}$ (h) er tid som medgår til tilbakespyling med vann alene, $t_{s,l+h}$ (h) er tid som medgår til tilbakespyling med vann og luft og t_v (h) er tid som medgår til ventilmanøvrering, luftspyling eller annen tid som ikke produserer vann.

3. Estimér filtreringstiden (t_f) basert på brutto filtreringshastighet og partikkelmengden (h)
4. Beregn netto filtreringshastighet, $v_{f,netto}$ ($m^3/h \cdot m^2$)
5. Bestem nødvendig filterareal, $A_{dim} = Q_{dim} / v_{f,netto}$ (m^2)

Dimensjonerende brutto filterhastighet

Filtertype	Filter medium	Filtreringshastighet, $v_{f,brutto}$ (m/h)			
		Anlegg med grovseparasjon		Direkte- og kontaktfiltreringsanlegg	
		Typisk verdi	Anbefalt dim. verdi ¹	Typisk verdi	Anbefalt dim. verdi ¹
Nedstrøms en-media-tradisjonelle	Sand	4 – 6	5	4 – 6	5
Dype en-media	Antrasitt/ GAC/Filtralite	5 – 7	6	5 – 7	6
Nedstrøms to-media	Antrasitt/ Filtralite over sand	8 – 15	12,5	5-10	7,5
Nedstrøms tre-media	Antrasitt Sand Granatsand	10 – 15	12,5	5 - 10	7,5
Nedstrøms tre-media	Antrasitt Sand Marmor	-	-	7 – 9	7,5
Nedstrøms, to-lags monomulti	Leca-granulat	-	-		
Normal dybde	Filtralite NC Filtralite HC			5 – 10	7,5
Dype (> 1,70 m)				7 – 12	10,0
Oppstrøms en-media	Sand	5 – 9	7	5 – 7	6
	Leca-granulat (Filtralite HC)	6 - 8	7	4 – 8	6
Oppstrøms kontinuerlig en-media	Sand	7 – 10	8	6 – 9	7

Dimensjonerende filtersyklustid

Filtersyklustiden (t_p) er sammensatt av filtreringstiden (t_f) – som inkluderer modningstiden (t_m), tiden som medgår til spyling av filteret (t_s) og tiden som medgår til diverse (t_v)

$$t_p = t_f + t_{s,v} + t_{s,l+v} + t_v \quad (\text{h})$$

Ved dimensjonering må man velge t_s og t_v , mens man, i en viss utstrekning, kan beregne t_f (filtreringstiden) som er den av de tre tidsbolkene som varer lengst.

Basert på Eikebrokk (1998) kan følgende modell benyttes for bestemmelse av filtreringstiden både ved koagulering av partikler og av humus:

$$t_f = 1850 \cdot (SS_{\text{inn filter}} \cdot v_f)^{-1,3}$$

der $SS_{\text{inn filter}} = SS$ inn på filteret (g/m^3) = slamproduksjonen ved direkte-/kontaktfiltrering
 $v_f =$ brutto filterhastighet ($v_{f,\text{brutto}}$)

$SS_{\text{inn filter}}$ = slamproduksjonen (SP_k) bestemmes som vist under koagulering :
 $= SS_{ik} + K \cdot D$

Anbefalt dimensjonerende varighet av de ulike tidsbolker i filtreringszyklusen

Tidsbolk under filtreringszyklusen	Varighet	
	Typisk verdi	Anbefalt dimensjoneringsverdi
Filtreringstid mellom hver tilbakespyling, t_f		
<ul style="list-style-type: none"> Anlegg med grovseparasjon 	12 – 24 h	≤ 24 h
<ul style="list-style-type: none"> Direkte og kontaktfiltreringsanlegg 	8 – 12 h	≤ 10 h
Tid som medgår til spyling med luft og vann, $t_{s,l+v}$	2 - 3 min	≥ 3 min
Tid som medgår til tilbakespyling med vann alene, t_{sv}	5 - 8 min	≥ 8 min
Tid som medgår til elementer som ikke bidrar til filtrering av vann: luftspyling alene ¹ , ventil-/luke-manøvrering, senkning av vannspeil, spylekø, pauser, etc., t_v	10 - 20 min	≥ 15 min
Modningstid, t_m - tid for kjøring av modningsvann til avløp ("førstefiltrat") ²	20 – 30 min	≥ 20 min

¹Typisk verdi for luftspylingstid – når luftspyling brukes alene i forkant av vannspyling, er 1-2 min

² For filtre som inneholder marmorlag, bør varigheten på modningstiden settes betydelig lengre (40 – 60 min)

Netto filterhastighet

$$v_{f,netto} = [1/t_p] [v_{f,brutto} \cdot (t_f - t_m) - (v_{s,v} \cdot t_{s,v} + v_{s,l+v} \cdot t_{s,l+v})]$$

- $v_{f,netto}$ = Netto filtreringshastighet ($m^3/h \cdot m^2_{filterflate} = m/h$)
 $v_{f,brutto}$ = Brutto filtreringshastighet (m/h)
 $v_{s,v}$ = Spylevannshastighet ved spyling av vann alene (m/h)
 $v_{s,l+v}$ = Spylevannshastighet ved spyling av luft og vann (m/h)
 t_f = Filtreringstid, dvs. tid som vannet filtreres (filtersykluslengde inkl. filtermodning) (h)
 $t_{s,v}$ = Tid som medgår til spyling av filteret med vann alene(h)
 $t_{s,l+v}$ = Tid som medgår til spyling av filteret med luft og vann(h)
 t_m = Modningstid - tid for kjøring av modningsvann til avløp ("førstefiltrat")(h)
 t_p = Total tid mellom hver filterspyling ($t_p = t_f + t_s + t_v$) (h)
 t_v = Tid for ventil-manøvrering, senkning av vannspeil, luftspyling, spylekø, pauser, etc.

Dimensjoneringsverdier for spylehastigheter (m/h) og -varigheter (min)

Kriterium	Luft spyling (m/h)	Varighet (min)	Vannspyling (m/h)	Varighet (min)
Tilbakespyling med vann alene ¹				
En-media sandfiter			30 – 40	10 – 15
En-media marmorfilter			50 - 65	8 - 12
To-media filter (Antrasitt/Filtralite over sand)			45 – 55	10 – 15
Aktivkull filter			20 - 30	8 - 12
Tilbakespyling med vann og luft ¹				
En-media (kvaltssand)				
Luft (først)	40 - 45	1 - 2		
Vann (deretter)			30 - 40	10 - 15
To-media (Antrasitt/Filtralite over sand)				
Luft (først)	45 – 50	1 - 2		
Vann (deretter)			35 – 45	10 - 15
Tre-media (m/marmor)				
Luft (først)	50 - 55	1 - 2		
Vann (deretter)			60 - 65	5 - 8
En-media marmorfilter				
Luft og vann sammen (først)	30 - 40	2 - 3	40 - 60	2 - 3
Vann alene (deretter)			40 - 60	5 - 8
To-media (Antrasitt/Filtralite over sand)				
Luft og vann sammen (først)	30 - 40	2 - 3	15 - 20	2 - 3
Vann alene (deretter)			30 - 45	5 - 8
To-media (Antrasitt/Filtralite over sand)				
Luft (først),	45 - 50	2 - 3		
Luft og vann sammen (deretter)	50 - 80	2 - 3	15 - 20	2 - 3
Vann (deretter)			30 – 45	5 – 8
Tre-media (m/marmor)				
Luft (først)	50 - 55	0 - 1		
Luft og vann sammen (deretter)	50 - 55	2 - 3	15 - 20	2 - 3
Vann (deretter)			60 - 65	4 - 6
Overflatespyling ² med faste dyser			7 – 12	4 – 8
Overflatedyser ² med roterende dyser			2 – 4	4 – 8

Beregning av netto filtreringshastighet for ulike driftssituasjoner

Beskrivelse av driftssituasjon	Netto filtreringshastighet, $v_{f,netto}$ ($m^3/h \cdot m^2$)
Modningsvannet føres til avløp Filteret spyles med råvann	$v_{f,netto} = [1 / t_p] [v_f \cdot (t_f - t_m)]$
Modningsvannet føres til avløp Filteret spyles med renavn	$v_{f,netto} = [1 / t_p] [v_f \cdot (t_f - t_m) - v_{s,v} \cdot t_{s,v} + v_{s,l+v} \cdot t_{s,l+v}]$
Modningsvannet føres til innløp ¹ Filteret spyles med renavn	$v_{f,netto} = [1 / t_p] [v_f \cdot t_f - v_{s,v} \cdot t_{s,v} + v_{s,l+v} \cdot t_{s,l+v}]$

Nødvendig filterareal bestemmes som : $A_{f,dim} = Q_{dim} / v_{f,netto}$ (m^2)

Netto vannproduksjonen per døgn vil være gitt av : $Q_{netto} = 24 \cdot v_{f,netto} \cdot A_{f,dim}$ (m^3/d)

Produksjonen av spylevann $Q_{d,sp}$ (per døgn) er gitt ved: $Q_{d,sp} = [24 / t_p] [v_{s,v} \cdot t_{s,v} + v_{s,l+v} \cdot t_{s,l+v}] (m^3/d)$

der antallet spylinger per døgn vil være: $24/t_p$

Koagulering – Membran(UF/MF)filtrering

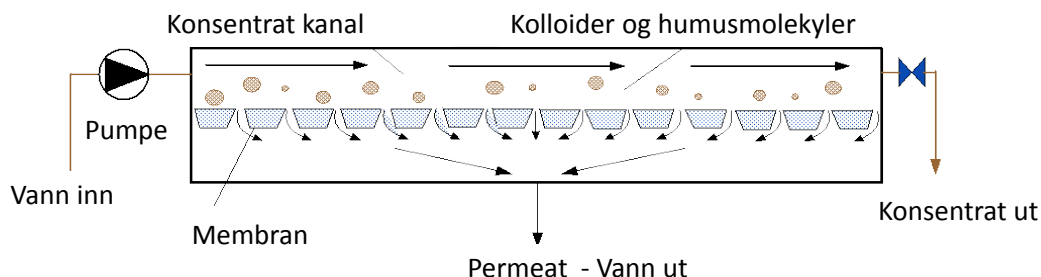
Tabell 4.21 angir typiske prosesskarakteristika for membran(UF/NF)-filter-systemer for humusfjerning i Norge

Tabell 4.22 Typiske verdier for dimensjonerende fluks i anlegg basert på koagulering/membranfiltrering

Anleggstype	Direkte etter koagulering/flokkulering	Etter koagulering/flokkulering og grovseparasjon (sedimentering/flotasjon)
UF-anlegg (poreåpning: 10–40 nm)	55 - 75 l/m ² ·h	60 – 80 l/m ² ·h
MF-anlegg (poreåpning: 100 - 200 nm)	100 – 200 l/m ² ·h	150 - 250 l/m ² ·h

I hovedtrekk kan koagulering og flokkulering dimensjoneres på samme måte som foran et direkte- eller kontaktfiltreringsanlegg basert på sandfiltrering. Flokkuleringstiden kan være kort (1-5 min). I anlegg basert på dykkede utside-inn hulfiber-membraner bør G-verdien i flokkuleringen direkte foran membranen ikke være for høy ($< 30 \text{ s}^{-1}$) mens G-verdien i flokkuleringen i anlegg basert på keramiske MF-membraner, kan være høyere (30 – 100 s^{-1}).

Humusfjerning – membran(NF)filtrering

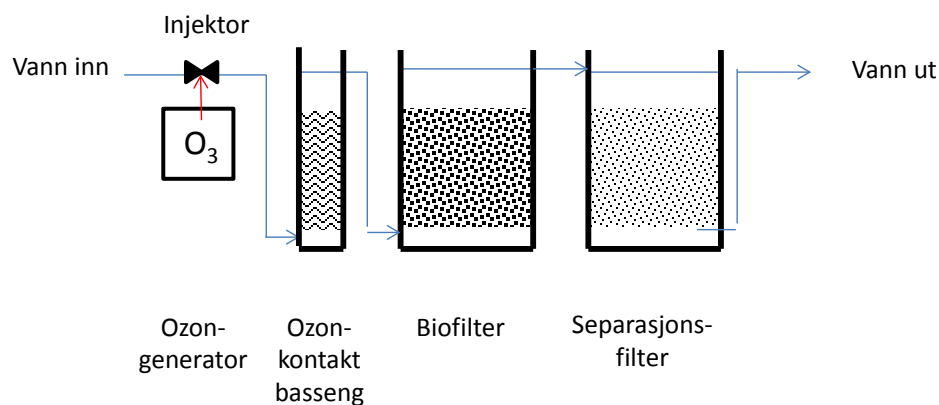


- Tabell 5.4 angir typiske prosesskarakteristika for membran(nano)filter-systemer for humusfjerning i Norge
- For den type anlegg som i hovedsak har blitt bygget i Norge med tverrstrøms celluloseacetat membraner med poreåpning 1-3 nm - plassert i 8" trykkrør, og med en gjenvinningsgrad på 70-75 % (konsentratstrøm/permeat-strøm) på 25-30 %, skal dimensjonerende fluks (F_{dim}) settes:

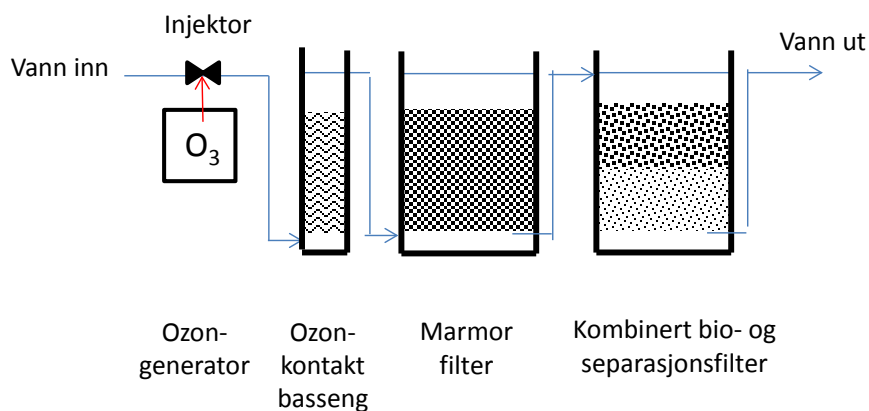
$$F_{dim} \leq 15 \text{ l/m}^2\text{h}$$

forutsatt at vannet som skal behandles har lav turbiditet (< 1 NTU) og vaskes etter leverandørens anvisninger. Høyere dimensjonerende fluks kan benyttes dersom pilotstudier kan dokumentere at en høyere fluks kan aksepteres

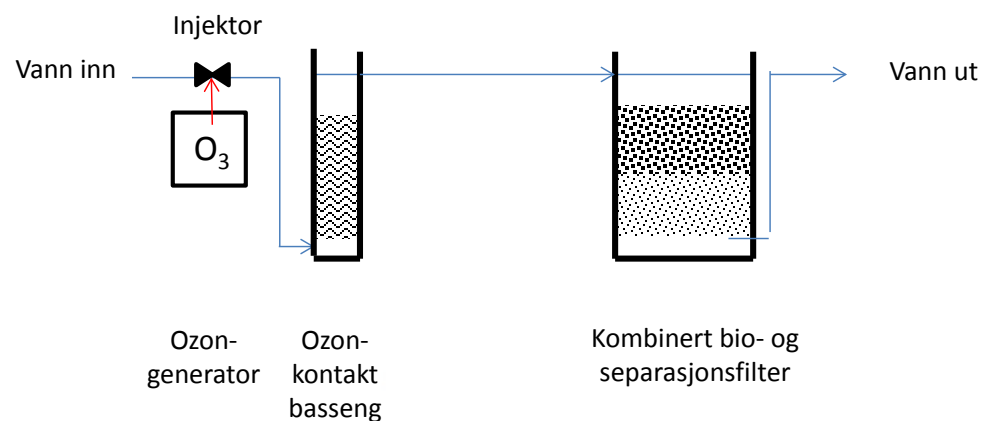
Ozonering/ biofiltrering



a. Anlegg med separat biofilter og separasjonsfilter



b. Anlegg med marmorfilter etterfulgt av kombinert biofilter og separasjonsfilter



c. Anlegg med kombinert biofilter og separasjonsfilter

Anvendelsesområde:

- Fjerning av farge
- Fjerning av jern og mangan
- Fjerning av ammonium
- Fjerning av organiske mikroforurensninger
- Mikrobiell barriere ved inaktivering av virus, bakterier og parasitter

Nødvendig dose

Dimensjoneringsprosedyre:

1. Bestem nødvendig dose basert på ønsket fargefjerning
2. Bestem hvor mye av DOC som blir til BDOC
3. Velg BDOC ut
4. Bestem nødvendig oppholdstid fra $BDOC_{inn}$ og $BDOC_{ut}$
5. Bestem nødvendig filtervolum basert på nødvendig oppholdstid

Fargefjerning

Modell for bestemmelse av nødvendig ozondose (Fløgstad, 1984), (Ødegaard et al., 2010):

$$C/C_0 = 1 / (1 + 20 \cdot D/C_0)$$

C_0 = fargetall inn til ozonering (normalt i råvannet) (mg Pt/l)

C = fargetall som ønskes etter ozonering (mg Pt/l)

D = ozondosen (mgO₃/l)

Dimensjonering av ozon-kontakttank

$$t_{\text{reaksjonsvolum}} = 1/k_{\text{ozon}} \cdot \ln C_i$$

$t_{\text{reaksjonsvolum}}$ = nødvendig oppholdstid i reaksjonsvolum for at restkonsentrasjon av ozon etter reaksjonsvolumet skal være 0 (min)

$$C_i = C_{\text{dose}} \cdot k_{\text{overf}} - IF$$

C_{dose} = dimensjonerende ozondose (mg/l)

IF = det initiale ozonforbruket rett etter dosering som skyldes oksidasjon (mg/l)

k_{overf} = overføringsgraden av ozongass til vannfasen

k_{ozon} = ozon nedbrytningskonstant (min^{-1})

For bestemmelse av IF og k kan følgende modeller benyttes (Ødegaard et al, 2014):

$$IF_{\text{ozon}} = 0,14 \cdot C_{\text{TOC-inn}} + 0,58 \cdot C_{\text{Dose}} + 0,09 \cdot (C_{\text{Dose}} / C_{\text{TOC-inn}}) + 0,07 \cdot \text{pH} - 0,92$$

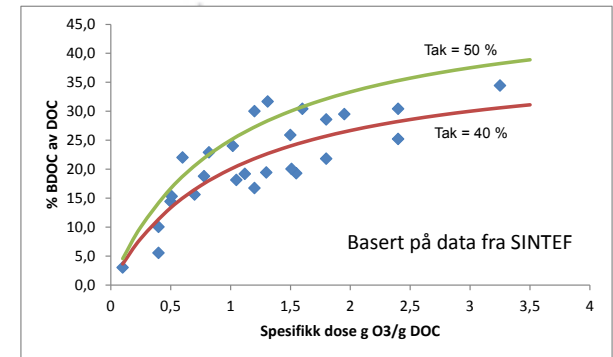
$$k_{\text{ozon}} = 0,050 \cdot C_{\text{TOC-inn}} - 0,032 \cdot C_i - 0,017 \cdot C_i / C_{\text{TOC-inn}} + 0,084 \cdot \text{pH} - 0,48$$

der $C_{\text{TOC-inn}}$ = konsentrasjonen av TOC i vannet som tilføres ozoneringssteget

Bestemmelse av BDOC etter ozonering

$$\% \text{ DOC}_{\text{omdannet til BDOC}} = 40 \cdot (D/1 + D) \%$$

D = spesifikk dose (mg O₃/mg DOC)



Tabell 5.6 Omdanningsprosent (% av DOC som blir til BDOC) avhengig av spesifikk ozondosering

Spesifikk dose (mg O ₃ /mg DOC _{inn})	Omdanningsprosent (% av DOC som blir BDOC)	Spesifikk dose (mg O ₃ /mg DOC _{inn})	Omdanningsprosent (% av DOC som blir BDOC)
0,5	13,3	1,5	24,0
0,75	17,1	1,75	25,5
1	20,0	2	26,7
1,25	22,2	2,25	27,7

BDOC etter ozontilsetting beregnes da som:

$$\text{BDOC}_{\text{etter ozon}} = \text{DOC}_{\text{før ozon}} \cdot \text{O\%}/100$$

Bestemmelse av nødvendig oppholdstid

$$C_{\text{BDOC}_{\text{ut}}} = C_{\text{BDOC}_{\text{in}}} \cdot e^{-k \cdot t}$$

$C_{\text{BDOC}_{\text{in}}}$ = innløpskonsentrasjonen av BDOC (mg/l) til biofilteret etter ozonering

$C_{\text{BDOC}_{\text{ut}}}$ = utløpskonsentrasjonen av BDOC (mg/l) etter biofiltrering

t = oppholdstiden (min) i biofilteret (basert på filtervolum uten medium)

k = nedbrytningskonstant (min^{-1}) = $0,05 \text{ min}^{-1}$ ved dimensjon. temperatur (4°C)

$$t_{\text{biofilter}} = 1/0,05 \cdot [\ln (C_{\text{BDOC}_{\text{in}}}/C_{\text{BDOC}_{\text{ut}}})]$$

Dimensjonering av biofilter

Tabell 5.7 Dimensjonerende oppholdstid i biofiltre (t_{dim}) som funksjon av innløpsvannets BDOC og krav til BDOC i behandlet vann (0,15 mg BDOC/l) ved ulike doseringer

DOC _{in} mg/l	Dimensjonerende oppholdstid (min) ved angitt dosering mg O ₃ /mg DOC _{råvann}				
	0,75	1,0	1,25	1,5	1,75
1	2,7	5,8	7,9	9,4	10,6
2	16,5	19,6	21,7	23,3	24,4
3	24,6	27,7	29,8	31,4	32,5
4	30,4	33,5	35,6	37,1	38,3

Tallene i kursiv viser situasjoner der oppholdstiden ved Q_{dim} skal settes til minimum = 20 min

Dimensjonerende biofiltervolum for anlegg basert på ozonering/biofiltrering :

$$V_{dim} = Q_{dim}/t_{dim}$$

der V_{dim} = er dimensjonerende volum i filterdelen av biofilteret

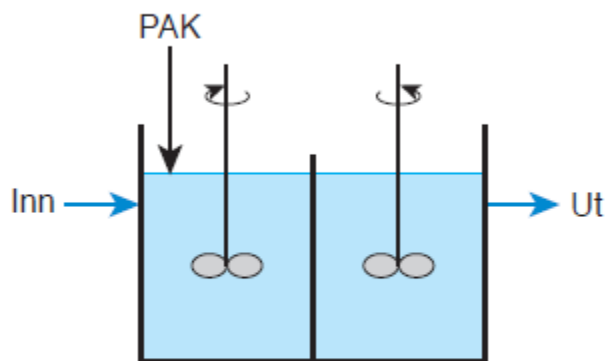
Filterhastigheten $v_{f,bio}$, (m/h, $v_{f,bio} = Q_{dim}/A_f$) bør være: $4 \leq v_{f,bio} \leq 8$

Metoder for fjerning av organiske mikroforurensninger – aktivt kull

Etter aktivering tilberedes (knuses og siktes) kullet til ulike kornstørrelsesfraksjoner. Grovt sett benyttes følgende kornstørrelsesklassifikasjoner for aktivt kull:

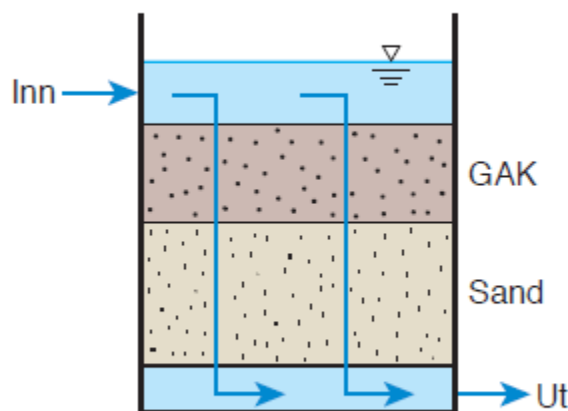
1. Pulver aktivt kull (PAK – PAC på engelsk) – partikkeldiameter: 0,025–0,050 mm
2. Granulært aktivt kull (GAK – GAC på engelsk) – partikkeldiameter: 0,5–3 mm.

PAK: Pulver aktivkull

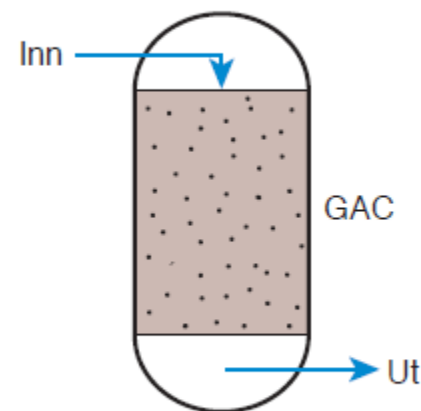


a. PAK brukt i slurry-anlegg

GAK: Granulært aktivkull

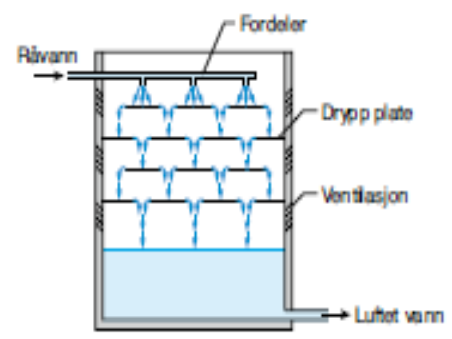


b. GAK brukt i to-media filter

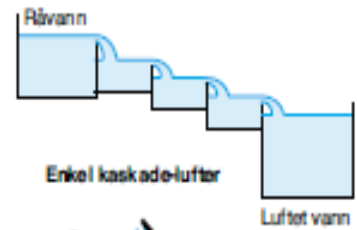


c. GAK brukt i filter-anlegg

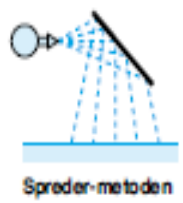
Metoder for gassovertøring (lufting)



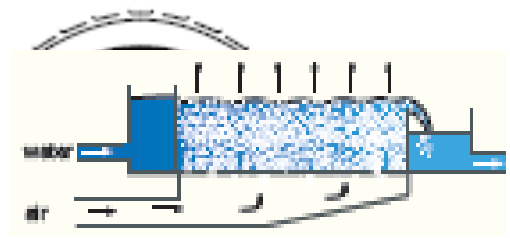
Kaskade-lufter av plate-kolonne-typen



Enkel kaskade-lufter

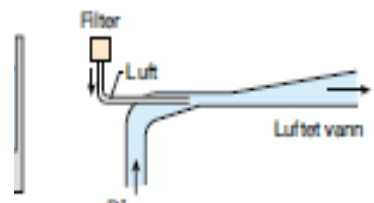


Spreader-metoden

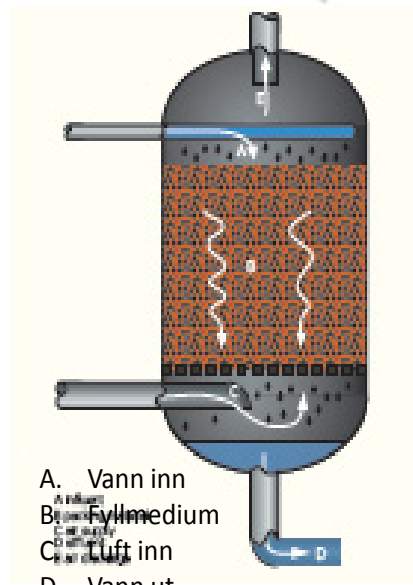


Basseng-lufter

Bassenglufter



Venturi lufter



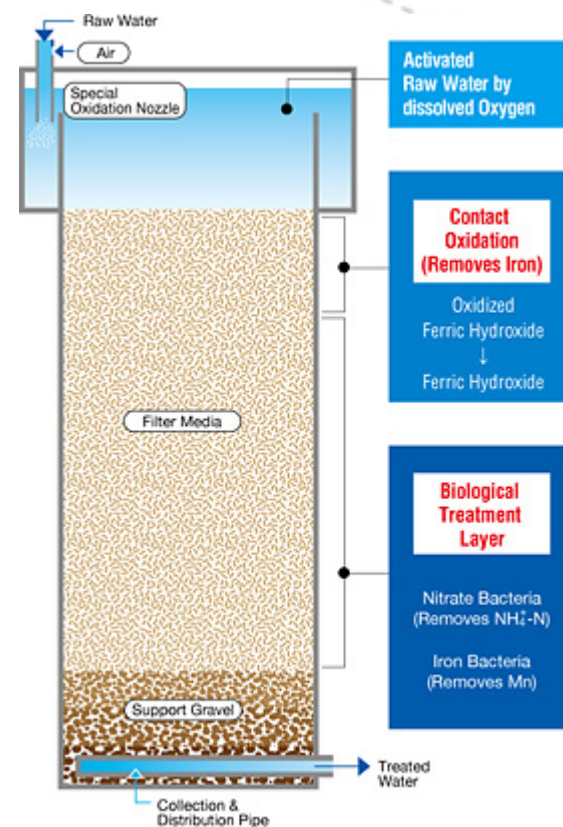
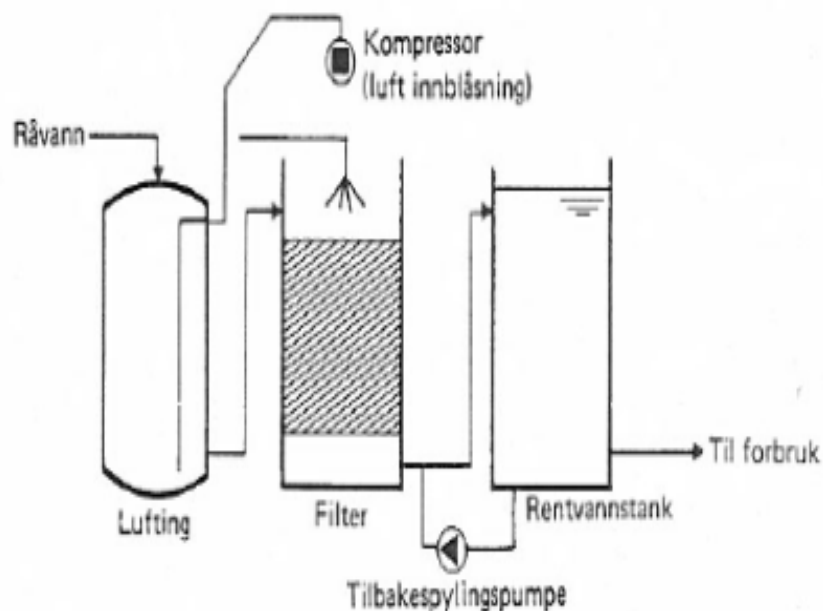
- A. Vann inn
- B. Fyllmedium
- C. Luft inn
- D. Vann ut
- E. Luft ut

Tårnlufter

Fjerning av uorganiske stoffer – Fe og Mn

Både jern og mangan kan fjernes ved:

- Oksidasjon, utfelling og filtrering
- Biofiltrering



Fjerning av Fe og Mn - oksidasjon

Tabell 9.1 Totalreaksjoner ved oksidering og utfelling av jernhydroksid

Oksidasjonsmiddel	Totalreaksjon
Oksygen (O ₂) – gjennom lufting	$4\text{Fe}^{2+} + \text{O}_2 + 10\text{H}_2\text{O} = 4\text{Fe}(\text{OH})_3 + 8\text{H}^+$
Ozon (O ₃)	$2\text{Fe}^{2+} + \text{O}_3 + 5\text{H}_2\text{O} = 2\text{Fe}(\text{OH})_3 + \text{O}_2 + 4\text{H}^+$
Klordioksid (ClO ₂)	$5\text{Fe}^{2+} + \text{ClO}_2 + 13\text{H}_2\text{O} = 5\text{Fe}(\text{OH})_3 + \text{Cl}^- + 11\text{H}^+$
Kaliumpermanganat (KMnO ₄)	$3\text{Fe}^{2+} + \text{KMnO}_4 + 7\text{H}_2\text{O} = 3\text{Fe}(\text{OH})_3 + \text{MnO}_2 + 5\text{H}^+ + \text{K}^+$

Tabell 9.2 Totalreaksjoner ved oksidering og utfelling av manganoksid

Oksidasjonsmiddel	Totalreaksjon
Ozon (O ₃)	$\text{Mn}^{2+} + \text{O}_3 + \text{H}_2\text{O} = \text{MnO}_2 + \text{O}_2 + 2\text{H}^+$
Klordioksid (ClO ₂)	$5\text{Mn}^{2+} + 2\text{ClO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} = 5\text{MnO}_2 + 2\text{Cl}^- + 12\text{H}^+$
Kaliumpermanganat (KMnO ₄)	$3\text{Mn}^{2+} + 2\text{KMnO}_4 + 2\text{H}_2\text{O} = 5\text{MnO}_2 + 4\text{H}^+ + 2\text{K}^+$

Fjerning av Fe og Mn – oksidasjon/utfelling

Tabell 10.3 Veiledende kontakttid i luftebasseng ved oksygeninnhold $> 8 \text{ mg O}_2/\text{l}$

pH	Nødvendig oppholdstid i luftebassenget
7	60 min
7,5	30 min
8	10 min

Tabell 10.4 Optimal pH og nødvendig dose av oksidasjonsmiddel for oksidering av $1 \text{ mg Mn}^{2+} /\text{l}$

Oksidasjonsmiddel	Nødvendig dose (mg/l)	Optimal pH	Nødvendig kontakttid
Ozon ¹	0,9 ¹	-	5 min
Kaliumpermanganat	1,9	7,2 – 7,3	5 min
Klordioksid ²	2,5	-	> 30 min

¹Overdosering kan føre til dannelse av MnO_4 som gir vannet en "pink" farge

²Anbefales ikke ettersom prosessen er mye langsommere enn de andre

Oksidasjon/utfelling/filtrering av Fe og Mn

Anbefalt brutto filtreringshastighet for ulike typer av filtre for fjerning av jern og mangan etter oksidasjon og utfelling

Filtertype	Anbefalt brutto filterhastighet (m/h) ved Q_{dim}
En-media kvartssand filter <ul style="list-style-type: none"> Kornstørrelse, $d = 0,4 - 0,8$ mm Filterdybde $D = 0,8 - 1,0$ m 	5,0
To-media antrasitt (evt. Filtralite)/sand <ul style="list-style-type: none"> Kornstørrelse antrasitt, $d = 0,8 - 2,5$ mm Filterdybde antrasitt, $D = 0,4 - 0,6$ m Kornstørrelse sand, $d = 0,4 - 0,8$ mm Filterdybde sand: $D = 0,3 - 0,4$ m 	7,5

For beregning av $SS_{inn,filter}$ kan man ta utgangspunkt i følgende beregningsformel:

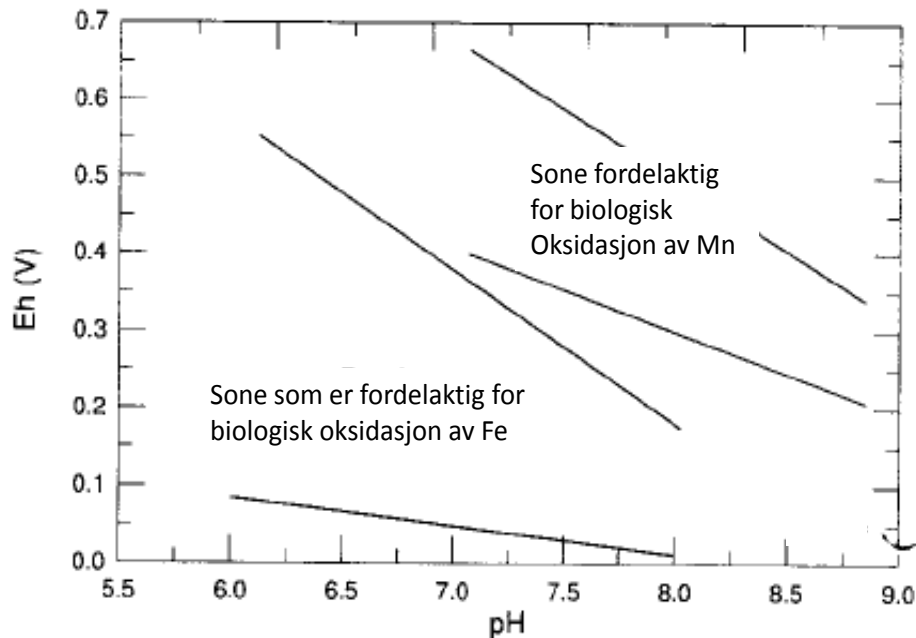
$$SP = SS_{inn,filter} = SS_{ik} + 2,0 C_{Fe,inn} + 1,6 C_{Mn,inn}$$

Fjerning av Fe og Mn - biofiltrering

Det er rekke bakterier (Gallionella, Leptotrix og Sphaerotilus bl.a) som er i stand til å fremkalle biologisk oksidasjon av jern under spesielle betingelser – gjerne der kjemisk oksidasjon av jern ikke vil skje, f.eks.:

- Ved lavt innhold av løst oksygen (0,5 – 0,5 mg O₂/l)
- Ved lav pH, f.eks. 6,0 - 6,5

Ved lavt red-oks potensial (< 100 mV)



Man bruker vanligvis sandfiltre med grov sand ($d_{10} = 0,8-1,2$ mm) og relativt høye filterhastigheter (15–30 m/h) forutsatt lav turbiditet i innløpsvannet.

Oppstart av biologiske filtre kan ta ganske lang tid fra ca. 10 dager og oppover.

For ikke å vaske ut biomassen bør frekvensen av filterspyling bør være lav som mulig, ikke over 3-4 dager for jern - og opptil 2-3 uker for mangan biofiltre.

Figur 10.1 Fordelaktige soner (for verdier av pH og ORP) mht. biologisk oksidasjon av jern og mangan

Metoder for korrosjonskontroll

Det er i hovedsak tre strategier som benyttes for korrosjonskontroll i Norge:

- Karbonatisering
 - Tilsetning av CO_2 etterfulgt av marmorfilter
 - Tilsetning av kalk + CO_2
 - pH = 8,0–9,0
 - alkalitet = 0,6–1,0 mmol/l (36 – 60 mg HCO_3^- /l)
 - kalsiumkonsentrasjon = 15–25 mg Ca/l
- Kombinert koagulering/filtrering og karbonatisering
 - Koagulering etterfulgt av 3-media filter (antrasitt/sand/marmor)
 - Koagulering etterfulgt av 2-media filter etterfulgt av separat marmorfilter
 - Koagulering etterfulgt av oppstrøms marmorfiltrering
 - Koagulering etterfulgt av filtrering (evt. grovseparasjon + filtrering) med tilsetning av mikronisert marmor (før separasjonstrinnet), CO_2 og lut
- Vannglassdosering

Tilsetning av CO₂ etterfulgt av marmorfilter

Tabell for bestemmelse av CO₂ dosering som funksjon av råvannskvalitet

CO ₂ -Aciditet	Råvann: 2 – 5 mg Ca/L			Alkalitet	Råvann: 4 – 8 mg Ca/L		
	Dose: mg CO ₂ /L				Dose: mg CO ₂ /L		
mmol/L	pH = 5,0	pH = 5,5	pH = 6,0	mmol/L	pH = 6,5	pH = 7,0	pH = 7,5
0,05	15-20	15-20	15-20	0,05	11-18	12-19	13-20
0,15	10-15	10-15	10-15	0,15	7-14	11-18	12-20
0,25	6-11	6-11	6-11	0,25	2-9	10-16	12-19
0,35	1-7	1-7	1-7	0,35	0-4	8-15	11-18
0,45	0-2	0-2	0-2	0,45	fjerning	7-13	11-18
0,55	fjerning	fjerning	fjerning	0,55	fjerning	5-12	11-18

- Kornstørrelsesfordeling/Innhold av finstoff: Hovedtyngden av kornstørrelsen bør være innenfor 1-2 mm og innhold av partikler < 0,3 mm bør være < 2 %
- Oppholdstid (på tomt filtervolum): 20 - 30 min
- Typisk filteringshastighet:
 - Nedstrøms filter: 8 - 10 m/h
 - Oppstrøms filter: 6 - 8 m/h
- Spylehastighet: tilstrekkelig til å ekspandere filtersengen 10 % - som er avhengig av valgt filtermasse, typisk 50 - 60 m/h med luftspyling – opptil 90 m/h uten luftspyling.

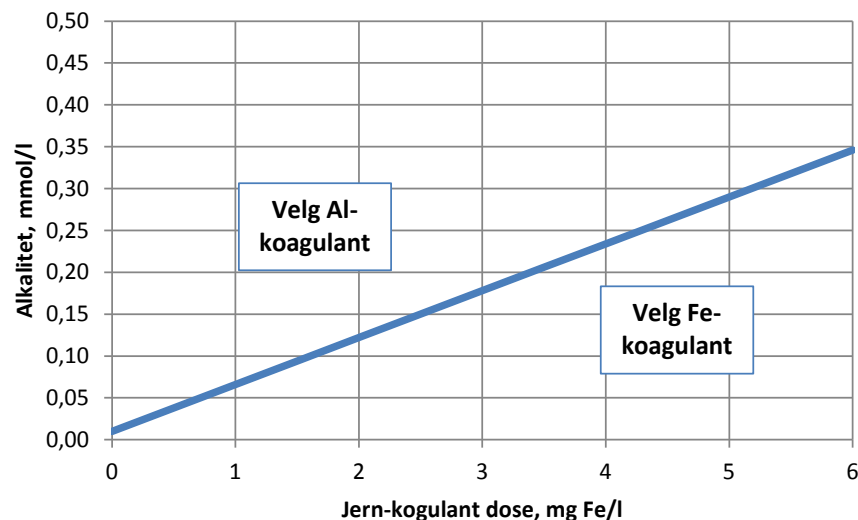
Koagulering etterfulgt av marmor filter

Tabell 12.3 Dimensjonering av marmorfilteret i nedstrøms tre-media filtre og i oppstrøms en-media filtre

Filtertype	Filterhastighet (m/h)	Oppholdstid (EBCT) (min)	Dybde marmorfilter (m)	Spylehastighet med vann (etter luftspyling) (m/h)
Nedstrøms tre-media (Moldeprosessen)	$\leq 7,5$ m/h	≥ 20 min	$\geq 2,5$ m	≥ 60 m/h
Oppstrøms en-media (marmor)	≤ 6 m/h	≥ 20 min	$\geq 2,0$ m	≥ 60 m/h

Ved bruk av jern som koagulant vil nødvendig CO_2 dose være lav (0 til 10 mg CO_2/l), typisk 4-5 mg CO_2/l .

Anbefalt valg av koagulant som funksjon av råvannskvalitet (alkalitet) og koagulant-dose.



Korrosjonskontroll – Vannglass-tilsetning

Tabell 12.4 Nødvendig vannglass-dose som funksjon av råvannskvalitet

CO ₂ -Aciditet mmol/L	Vannglass dose: mg SiO ₂ /L			Alkalitet mmol/L	Vannglass dose: mg SiO ₂ /L		
	pH = 5,0	pH = 5,5	pH = 6,0		pH = 6,5	pH = 7,0	pH = 7,5
0,05	S: 5	S: 5	S: 5	0,05	S: 5	uaktuelt	uaktuelt
0,15	S: 13	S: 13	S: 12	0,15	S: 15	uaktuelt	uaktuelt
0,25	G: 15	G: 14	G: 12	0,25	G: 16	S: 8	uaktuelt
0,35	G: 20	G: 20	G: 16	0,35	G: 22	S: 10	uaktuelt
0,45	G: 26	G: 25	G: 21	0,45	i.a	S: 13	uaktuelt
0,55	i.a	i.a	G:26	0,55	i.a	G: 20	S: 5

S: standard type vannglass med SiO₂:Na₂O forhold på ca. 3,2.

G: vannglass med høyere andel base der SiO₂:Na₂O forholdet er ca. 2,05

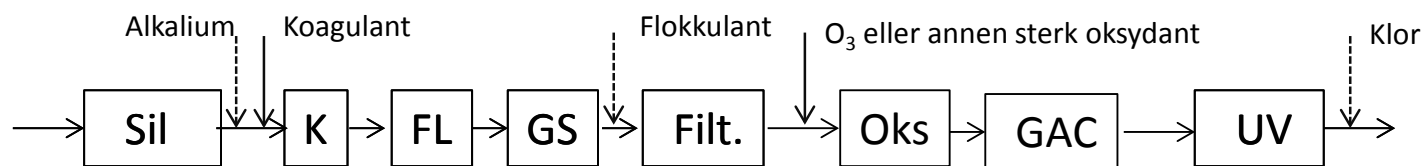
i.a: angir at vannglassdosering ikke er aktuelt fordi det krever for høy dose. Fjerning av CO₂ og/eller dosering av annen base i tillegg vil være påkrevet for å kunne benytte vannglass

uaktuelt: uaktuelt å benytte vannglass fordi dosen blir for lav (< 5 mg SiO₂/l)

Valg av behandlingstiltak og oppbygning av behandlingsanlegg - Eksempel

- Typisk vannkvalitet
- Valg av behandlingsmetode
- Oppbygning av behandlingsanlegg

Eksempel: Behandling av vann fra eutrofierte innsjøer



K – koagulering, FL – flokkulering, GS – grovseparasjon (sedimentering/flotasjon), Filt.-filtrering, Oks – oksydasjonsreaksjonsbasseng, GAC – granulært aktivt kull filter UV – UV-bestråling. Stiplede bokser og piler betyr at det indikerte kan (men ikke nødvendigvis må) foreligge.

Figur 13.7 Skjematisk oppbygning av behandlingsanlegg for eutrofierte innsjøer. Korrosjonskontroll alternativer er ikke vist – se kap. 12.

