

Norsk Vann

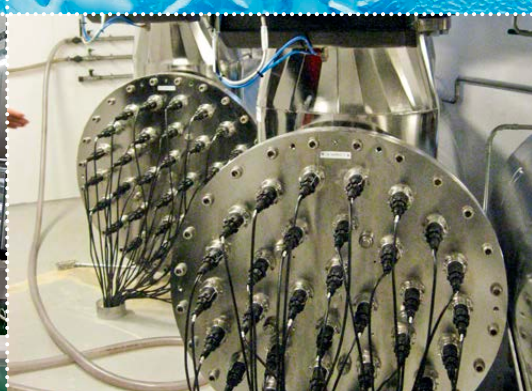
Rapport

209 | 2014



Veiledning i mikrobiell barriere analyse (MBA)

Revidert utgave av Veiledning til bestemmelse
av god desinfeksjonspraksis



Svenskt Vatten



FIWA



Norsk Vann

Norsk Vann Rapport

Det utgis tre typer rapporter:

Rapportserie A

Dette er de opprinnelige hovedrapportene.

Dette kan være:

- Rapportering av prosjekter som er gjennomført innenfor organisasjonens eget prosjektsystem
- Rapportering av spleiselagsprosjekter hvor to eller flere andelseiere i Norsk Vann BA samarbeider for å løse felles utfordringer
- Rapportering av prosjekter som er gjennomført av andelseiere eller andre.
Rapporten vil i slike tilfeller kunne være en ren kopi av originalrapporten eller noe bearbeidet

Fortløpende nummer xx-årstall

Rapportserie B

Dette er en serie for «enklere» rapporter, for eksempel forprosjekter, som vil være grunnlag for videre prosjektvirksomhet mm.

Fortløpende nummer Bxx-årstall

Rapportserie C

Dette er rapporter delfinansiert av Norsk Vann, men som er utgitt av andre.

Fortløpende nummer Cxx-årstall



Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norsk vann.no
www.norsk vann.no



Prosjekresultatene fra Norsk Vann Rapport (serie A og B) kan fritt benyttes internt i egen organisasjon. Når prosjekresultatene benyttes i skriftlig materiale, må kilde oppgis. Videre salg/ formidling av resultatene utover dette er kun tillatt etter skriftlig avtale med Norsk Vann BA.

Norsk Vanns rapporter utarbeides i samspill mellom rådgiver, styringsgruppe og referansegruppe for prosjektet og er ikke behandlet i Norsk Vanns styrende organer. Norsk Vann har ikke ansvar for feil eller ufullstendigheter som måtte forekomme i rapporten og kan ikke stilles økonomisk eller på annen måte til ansvar for problemer som måtte oppstå som følge av bruk av rapporten.

Norsk Vann Rapport

Ekstrakt

Denne rapporten er en revidert utgave av «Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis, Norsk Vann rapport 170/2009» – også kalt GDP-veiledningen. Denne veiledningen er resultatet av arbeidet i prosjektet Optimal desinfeksjonspraksis, der det ble gitt ut to arbeidsrapporter:

- 1) Optimal desinfeksjonspraksis – Norsk Vann rapport 147/2006
- 2) Optimal desinfeksjonsrapport II – Norsk Vann rapport 169/2009

Veiledningen diskuterer begrepene «hygieniske barrierer» og «god desinfeksjonspraksis». Den gir en innføring i de ulike desinfeksjonsmetodene og forklarer sentrale begreper knyttet til desinfeksjon av vann, for eksempel Ct-begrepet. En prosedyre er beskrevet for bestemmelse av om et vannverk har tilstrekkelige hygieniske barrierer eller ikke. Det tas hensyn til type av vannkilde, vannverkets størrelse eventuelle barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde og i vannbehandlingen (inkludert slutt desinfeksjonen) samt overvåknings- og kontrolltiltak i vannkilde/nedslagsfelt og vannbehandling. Prosedyren gir mulighet for å bestemme hvor stor reduksjonen av ulike mikroorganismegrupper (bakterier, virus og parasitter) må være i slutt desinfeksjonen for at barrierevirkningen i hele vannverket skal være tilfredsstillende.

Veiledningen anviser så beregnings- og testmetoder («verktøykasse») som kan tas i bruk for å se til at de desinfeksjons-tiltak som settes inn skal kunne gi den nødvendige inaktivering av mikroorganismer.

Veiledning i mikrobiell barriere analyse (MBA-veiledningen), er et viktig verktøy for vannverkseiere, planleggere og saksbehandlere i arbeidet med å sikre at det foreligger tilstrekkelige hygieniske barrierer i vannforsyningen, både ved utarbeidelse av beslutningsgrunnlag for valg av vannbehandling og ved optimalisering av eksisterende prosesser.

Norsk Vann BA

Adresse: Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Telefon: 62 55 30 30
E-post: post@norsk vann.no
Internettadresse: norsk vann.no

Rapportens tittel

Veiledning i mikrobiell barriere analyse (MBA)
– Revidert utgave av Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis

Forfatter

Hallvard Ødegaard, Stein Østerhus og Esa Melin

Rapportnummer: 209 – 2014

ISBN 978-82-414-0360-6

ISSN 1504-9884 (trykt utgave)

ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)

Emneord, norske

Vannforsyning, desinfeksjon, god desinfeksjonspraksis, hygieniske barrierer, dimensjonering, drift

Emneord, engelske

Water supply, disinfection, good disinfection practice, hygienic barrier, design, operation

Forord



Den norske drikkevannsforskriften stiller krav om «to hygieniske barrierer» i et vannforsyningssystem. Bakgrunnen er et ønske om å sikre at befolkningen får et betryggende vann selv om én av barrierene mot forurensning, for eksempel et behandlingstiltak, svikter.

I de fleste vannverk er desinfeksjon av vannet en viktig barriere mot mikrobiell forurensning, men hygieniske barrierer kan også oppnås ved tiltak i nedslagsfelt og vannkilde og i vannbehandling utover desinfeksjon. Dette innebærer at barrierebegrepet ikke er entydig. Det har vist seg vanskelig å forholde seg til kravet om to hygieniske barrierer i drikkevannsforskriften og veiledningen til denne – både for forvaltningsmyndighet, vannverkseiere og rådgivere. Det har derfor vært behov for en veiledning for å hjelpe de som arbeider med disse spørsmålene til å analysere barrieresituasjonen i et vannverk og derigjennom finne fram til hva man bør sette inn av desinfeksjonstiltak, hensyn tatt til øvrige mulige barrierer i nedslagsfelt, vannkilde og øvrig vannbehandling, for å sikre at den totale barriereeffekten skal bli god nok.

Hovedtrekkene i en slik prosedyre ble foreslått i Norsk Vann prosjektet Optimal desinfeksjonspraksis (Norsk Vann rapport 147/2006). Det var interesse for den foreslåtte prosedyren både blant norske og svenske vannverkseiere. Norsk Vann og Svensk Vatten besluttet derfor i samarbeid å gjennomføre et oppfølgingsprosjekt (Optimal desinfeksjon praksis II) hvor ett av målene var å komme frem en veiledning til god desinfeksjonspraksis (GDP-veiledningen) som viste hvordan man, gjennom bruk av prosedyren, kunne komme fram til god desinfeksjonspraksis for det enkelte vannverk.

Den første utgaven av GDP-veiledningen kom i 2009 (Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis, Norsk Vann rapport 170/2009). Etter dette har veiledningen blitt flittig brukt både i Sverige og Norge. Man har vunnet erfaringer med bruken og de to land besluttet i 2013 å revidere veiledningen. Den rapporten som her foreligger, er et resultat av revideringsarbeidet.

Samtidig besluttet Norsk Vann å utarbeide en engelskspråklig versjon av veiledningen – i samarbeid med de svenske og finske VA-bransje foreningene (Svenskt vatten og FIWA). Dette er en komprimert versjon av veiledningen, skrevet på engelsk (Microbial barrier analysis (MBA)

– a guideline (Norsk Vann rapport 202/2014). Man besluttet samtidig å endre navnet på den reviderte, norskspråklige veiledningen til: En veiledning i mikrobiell barriere analyse (MBA-veiledningen).

MBA-veiledningen er å betrakte som et verktøy i arbeidet med å sikre vannforsyningen – som en del av en vannsikkerhetsplan for vannverket. Den kommer ikke til erstatning for risiko og sårbarhetsanalyser (ROS-analyser) som også er en del av en slik plan. Det er lagt vekt på at de kriteriene som ligger til grunn for bruken av MBA-veiledningen skal

være enkle og at det ikke må kreves et svært omfattende forarbeid for å kunne ta den i bruk. Den er derfor særlig godt egnet for vannverk som ikke har ressurser til å gjennomføre omfattende analyser av sitt vannverk.

Veiledningen er ment som et hjelpemiddel som primært skal føre vannverkseier til et godt beslutningsgrunnlag for valg av vannbehandling og spesielt sluttdesinfeksjon for å sikre at man har tilstrekkelige hygieniske barrierer i vannverket. Håpet er at MBA-veiledningen vil kunne lette arbeidet for alle parter som deltar i dette arbeidet.

Det er utarbeidet en beregningsmodell (regneark i Excel) for mikrobiell barriere analyse som er tilgjengelig på norsk vann.no og svensktvatten.se.

Den opprinnelige rapporten (Norsk Vann 170/2009) ble utarbeidet av Prof., dr.ing. Hallvard Ødegaard (prosjektleder), seniorforsker, dr.ing. Stein Østerhus og post doc, dr.tekn. Esa Melin. I tillegg bidro MSc-stud. (nå MSc) Arnulf Kalleberg, MSc-stud (nå MSc) Marion Trøan og MSc-stud (nå MSc Solveig Fosse) i prosjektet. Alle var tilknyttet Institutt for vann- og miljøteknikk ved Norges teknisk-naturvitenskaplige universitet (NTNU) under arbeidet med rapporten.

Arbeidet med revisjonen av GDP-veiledningen, slik den her foreligger som MBA-veiledningen, er gjennomført av prof. em. Hallvard Ødegaard.

Han har hatt støtte i en referansegruppe og styringsgruppe bestående av norsk, svenske og finske eksperter:

- Fra Norge: Asle Aasen (Multiconsult), Gunnar Mosevoll (Skien kommune), Jon Brandt (Asplan Viak), Lars Hem (Oslo kommune), Svein Forberg Liane (Sweco), Jens Erik Pettersen (Folkehelseinstituttet), Målfrid Storefjell (Hias) og Kjetil Furuberg (Norsk Vann) – de to siste var norske medlemmer i styringsgruppen.
- Fra Sverige: Britt-Marie Pott (Sydvatten), Olof Bergstedt (Göteborg Vatten), Torbjørn Lindberg (Livsmedelsverket) og Gullvy Hedenberg (Svenskt Vatten) – den siste var svensk medlem i styringsgruppen.
- Fra Finland: Paivi Merilainen (National Institute for Health and Welfare) og Riina Liikanen (Finnish Water Utilities Association, FIWA) – den siste var finsk medlem i styringsgruppen.

Det opprinnelige prosjektet ble finansiert gjennom Norsk Vanns prosjektsystem, av Svenskt Vatten og Mattilsynet. Revisjonen er finansiert av Norsk Vann, Svenskt Vatten og FIWA.

Det rettes en stor takk til forfatterne og alle som har bidratt med innspill og synspunkter underveis i utarbeidelsen av rapporten. Det ligger et betydelig engasjement og egeninnsats til grunn for arbeidet.

Hamar, Stockholm og Helsinki, 20.12.2014

Kjetil Furuberg
Norsk Vann

Gullvy Hedenberg
Svenskt Vatten

Riina Liikanen
FIWA

Oppsummering



I de fleste vannverk er desinfeksjon av vannet den viktigste barriere mot mikrobiell forurensning, men hygieniske barrierer kan også oppnås ved tiltak i nedslagsfelt og vannkilde og i vannbehandling utover desinfeksjon. Dette innebærer at barrierebegrepet ikke er entydig. Det har vist seg vanskelig å forholde seg til kravet om to hygieniske barrierer i den norske drikkevannsforskriften og veiledningen til denne – både for forvaltningsmyndighet, vannverkseiere og rådgivere. Det har derfor vært behov for en veiledning i analyse av barrieresituasjonen i et vannverk for derigjennom finne fram til hva man bør sette inn av desinfeksjonstiltak.

Denne rapporten er et resultat av et svensk/norsk samarbeid rettet mot utgivelse av en slik veiledning i analyse av mikrobielle barrierer (også referert til som «hygieniske barrierer») i vannverk.

MBA-veiledningen diskuterer først begrepene «hygieniske barrierer» og «god desinfeksjonspraksis». Den gir en innføring i de ulike desinfeksjonsmetodene (klorering, ozonering og UV-bestråling) og forklarer sentrale begreper knyttet til desinfeksjon av vann, for eksempel Ct-begrepet.

Veiledningen baserer seg på en prosedyre for bestemmelse av barrierestatusen i et vannverk. Figuren under viser stegene i MBA-prosedyren.

Oversikt over trinnene i prosedyren for analyse av mikrobielle barrierer

Steg	Bestemmelse av:	Avhengig av:
1.	Kvalitet på råvann	- Historisk data for råvannskvalitet - Nye data fra risiko-basert prøveprogram
2.	Nødvendig barrierehøyde	- Kvalitet på råvann - Størrelse på vannverk
3.	Barrierer i nedslagsfelt og vannkilde	- Barriertiltak i nedslagsfelt og vannkilde - Overvåkning av råvannskvalitet
4.	Partikkelseperasjonsbarrierer i vannbehandlingen	- Vannbehandlingsmetoder - Styring og overvåkning av vannbehandling
5.	Desinfeksjonsbarrierer	- Desinfeksjonsmetoder - Dosering i desinfeksjonsprosessen
6.	Total barriere status	- Nødvendig barrierehøyde ÷ kreditt for tiltak - Steg 2 ÷ steg 3 ÷ steg 4 ÷ steg 5

Prosedyrestegene er basert på følgende:

- 1) Bestemmelse av kvalitetsnivå på råvann – basert på:
 - Historiske data for råvannskvalitet
 - Nye data (om nødvendig) basert på et utvidet, risiko-basert prøveprogram
- 2) Bestemmelse av nødvendig barrierehøyde – basert på:
 - Kvalitetsnivå på råvann bestemt i steg 1
 - Vannverkets størrelse, som et uttrykk for risiko forbundet med barriere tap

Nødvendig barrierehøyde defineres som den log-reduksjon av de enkelte patogengrupper (bakterier, virus og parasitter) som totalt sett må oppnås i vannverket.

- 3) Bestemmelse av barrierenivå i nedslagsfelt og kilde – basert på de barriertiltak som settes inn i nedslagsfelt og kilde.
 - Beskyttelsestiltak
 - Overvåkning av råvannskvalitet

Verdien av tiltakene uttrykkes i form av log-reduksjon av de enkelte patogen-grupper (kalt log-kreditt)

- 4) Bestemmelse av barrierenivå i vannbehandling (utover desinfeksjon) – basert på:
 - Type og omfang av vannbehandling
 - Driftsovervåking av kvaliteten på behandlet vann

Verdien av tiltakene uttrykkes i form av log-reduksjon av de enkelte patogen-grupper (log-kreditt)

- 5) Bestemmelse av barrierenivå i desinfeksjonen – basert på:
 - Desinfeksjonsmetode
 - Dimensjonering og drift av desinfeksjonstiltaket

Verdien av tiltakene uttrykkes i form av log-reduksjon av de enkelte patogen-grupper (log-kreditt)

- 6) Bestemmelse av total barrierestatus – som fremkommer ved subtraksjon av log-kredittene (bestemt i steg 3, 4 og 5) fra nødvendig barrierehøyde (bestemt i steg 2).

Hvert trinn er beskrevet i detalj i rapportens enkelte kapitler.

Veiledningen anviser så beregnings- og testmetoder ("verktøykassa") som kan tas i bruk for å se til at de desinfeksjonstiltak som settes inn skal kunne gi den nødvendige inaktivering av mikroorganismer. Verktøykassa kan benyttes:

1. for i dimensjonerings situasjonen å kunne bestemme nødvendig dose samt utforming av kontakttank for å klare å oppnå den inaktiveringsgrad som gjennomgang av prosedyren viser at det er behov for
2. for i driftssituasjonen å kunne kontrollere at dosen er tilstrekkelig for å klare den inaktiveringsgrad som gjennomgang av prosedyren viser at det er behov for

MBA-veiledning er å betrakte som et verktøy i arbeidet med å sikre vannforsyningen – som en del av en vannsikkerhetsplan for vannverket. Den kommer ikke til erstatning for risiko og sårbarhetsanalyser (ROS-analyser) som også er en del av en slik plan. Det er imidlertid lagt vekt på at de kriteriene som ligger til grunn for bruken av MBA-veiledningen skal være enkle og at det ikke må kreves et svært omfattende forarbeid for å kunne ta den i bruk. Den er derfor spesielt godt egnet for de mange små og mellomstore vannverk som ikke har ressurser til å gjennomføre omfattende ROS-analyser av sitt vannverk.

Veiledningen er ment som et hjelpemiddel som primært skal føre vannverkseier til et godt beslutningsgrunnlag for valg av vannbehandling og spesielt sluttdesinfeksjon for å sikre at man har tilstrekkelige hygieniske barrierer i vannverket.

Innhold

1. Innledning	10		
1.1. Drikkevannsforskriftens krav om hygieniske barrierer	10	3.7.2. Bestemmelse av ozonoverføringsgrad og ozon nedbrytningskonstant	44
1.2. Veiledning i mikrobiell barriere analyse	10	3.7.3. Bestemmelse av initiell ozonkonsentrasjon	45
1.3. Hva innebærer begrepet «god desinfeksjonspraksis»?	11	3.7.4. Beregning av Ct ved ozonering	45
1.4. Mikroorganismer som man trenger hygieniske barrierer mot	11	3.7.5. Praktisk anvendelse av verktøykassa – ozon	46
1.4.1. Virus	11	3.8. Bestemmelse av endelig log-reduksjon ved kjemiske desinfeksjonsmetoder	46
1.4.2. Bakterier	12	3.9. UV desinfeksjon	48
1.4.3. Parasitter	12	3.9.1. UV-doser og inaktivering	48
1.4.4. Indikatororganismer	12	3.9.2. Bestemmelse av inaktiveringsgrad ved UV bestråling	49
1.5. Kommentarer til formuleringer i veilederen til drikkevannsforskriften	13	4. Bestemmelse av vannverkets totale barriere status	52
1.6. Barrieretiltak	15	5. Eksempler på bruk av denne veiledningen	53
1.6.1. Tiltak i nedslagsfelt og kilde	15	5.1. Beskrivelse av Vannby vannverk	53
1.6.2. Tiltak i vannbehandlingen	15	5.1.1. Vannkilde	53
1.6.3. Robuste, uavhengige barrierer	16	5.1.2. Beskyttelsestiltak i nedslagsfelt og kilde	53
1.6.4. Operasjonalisering av begrepet: Hygienisk barriere	16	5.1.3. Råvannskvalitet	53
		5.1.4. Vannbehandling	53
2. Prosedyre for mikrobiell barriere analyse	17	5.2. Beskrivelse av planlagte barrieretiltak i Vannby vannverk	54
2.1. Innledning	17	5.2.1. Barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde	54
2.2. Oppbygning av prosedyren	17	5.2.2. Utvidet risikobasert kartleggingsprogram	54
2.3. Begreper og definisjoner	18	5.2.3. Planlagte vannbehandlingstiltak	54
2.3.1. Vannverksstørrelse	18	5.3. Vurdering av barrieresituasjonen i dagens Vannby vannverk	56
2.3.2. Vannkildetype	18	5.3.1. Vannkvalitetsnivå.	56
2.3.3. Vannkvalitetsnivå	19	5.3.2. Bestemmelse av nødvendig barrierehøyde:	56
2.3.4. Nødvendig barrierehøyde	20	5.3.3. Bestemmelse av log-kreditt tiltak i nedslagsfeltet og kilde samt behandling	56
2.3.5. Log-kreditt	20	5.3.4. Bestemmelse av log-reduksjon i sluttdesinfeksjonen i dagens anlegg	56
2.3.6. Inaktiveringsgrad (log-reduksjon)	20	5.3.5. Vurdering av barriereeffekten i dagens anlegg	59
2.4. Gjennomføring av prosedyren	20	5.4. Bestemmelse av forventet log-reduksjon i tilbudt UV-anlegg	60
2.4.1. Bestemmelse av vannkvalitetsnivå i råvann	20	5.5. Analyse av de alternative metoder for oppgradering av vannbehandlingen ved Vannby vannverk	62
2.4.2. Bestemmelse av nødvendig barrierehøyde	22	5.5.1. Ombygging til et tre-media direkte-filtrerings-anlegg med koagulering	62
2.4.3. Bestemmelse av log-kreditt for barrieretiltak	23	5.5.2. Ombygging til vannbehandlingsanlegg basert på ozonering/biofiltrering	63
2.4.4. Bestemmelse av nødvendig log-reduksjon i sluttdesinfeksjonen	29	5.6. Lilleby vannverk	66
		5.6.1. Planlagte barrieretiltak i den nærmeste ilsssonen (sone 1) i Lilleby vannverk	66
		5.6.2. Planlagt vannbehandlingstiltak i Lilleby vannverk	66
3. Beregningsmetoder for desinfeksjon	30	Vedlegg 1 Om desinfeksjonsmetoder	69
3.1. Grunnlag for dimensjonering og drift	30	V1.1 Generelt om desinfeksjon	69
3.1.1. Dimensjonerende vannmengde	30	V1.2 Faktorer som påvirker desinfeksjonseffektiviteten	69
3.1.2. Sammensetning og temperatur på vannet som skal desinfiseres	30	V1.3 Ct-begrepet	72
3.2. Ct-verdier for inaktivering av ulike mikroorganismer	31	V1.4 Desinfeksjon med klorforbindelser	74
3.2.1. Generelt om Ct-begrepet	31	V1.5 Desinfeksjon med ozon	77
3.2.2. Dimensjonerende Ct-verdier	31	V1.6 UV-desinfeksjon	78
3.3. Bestemmelse av Ct-verdi	32	Vedlegg 2 Praktisk anvendelse av verktøykassa – klorforbindelser	84
3.3.1. Bestemmelse av t i Ct-beregningen	32	Vedlegg 3 Praktisk anvendelse av verktøykassa – ozon	89
3.3.2. Bestemmelse av C i Ct-beregningen	34	Tidligere utgitte rapporter	95
3.4. Klor	34		
3.4.1. Konsentrasjonsforløpet	34		
3.4.2. Initialforbruk og nedbrytningskonstant for klor	35		
3.4.3. Beregning av Ct	36		
3.4.4. Praktisk anvendelse av verktøykassa – klor	37		
3.5. Kloramin	37		
3.5.1. Konsentrasjonsendringsforløp ved kloraminering	37		
3.5.2. Beregning av Ct ved kloraminering	39		
3.6. Klordioksid	39		
3.6.1. Initialforbruk og nedbrytningskonstant for klordioksid	39		
3.6.2. Beregning av Ct ved bruk av klordioksid	41		
3.7. Ozon	41		
3.7.1. Konsentrasjonsendringsforløp	41		

English summary

This report is published in Norwegian by Norwegian Water BA (Norsk Vann BA).

Address: Vangsvegen 143, NO-2321 Hamar,
Norway
Phone: + 47 62 55 30 30
E-mail: post@norskvann.no
Website: www.norskvann.no

Report no: 209 - 2014
Report title: Guideline in analysis of microbial
barriers (MBA)
Date of issue: 20.12. 2014
Author: Hallvard Ødegaard, Stein Østerhus
and Esa Melin

ISBN 978-82-414-0360-6
ISSN 1504-9884 (printed edition)
ISSN 1890-8802 (electronic edition)

This report is a revised version of the report:
Guideline to determination of good disinfection practice,
Norwegian Water report 170/2009, published in 2009,
called the GDP-guideline for short. The GDP-guideline
was the result of the project "Optimal disinfection
practice" with its two working reports:

- 1) Optimal disinfection practice (Norwegian Water
report 147/2006)
- 2) Optimal disinfection practice II (Norwegian report
169/2009)

The GDP-guideline was a result of cooperation
between Norwegian Water BA and Swedish Water AB
and in the revised version also the Finnish Water Utilities
Association (FIWA), on the work towards safeguarding
sufficient hygienic barriers in water works. In this revised
version (now called MBA-guideline) some corrections
have been made based on the experiences with the first
version and some restructuring of the report has been
carried out.

A procedure is described that is to be used for analysis of
the hygienic barrier status in a water utility system, based
on microbial quality of the water source and barrier
actions taken in catchment area and water source as well
as in water treatment and disinfection.

A tool-box is then described, containing test- and
calculation methods that gives the user the possibility to
determine whether or not the disinfection measures
applied will meet the degree of inactivation needed
– as determined by the procedure.

The report also gives the reader an introduction to the
different disinfection methods (chlorination, ozonation
and UV-irradiation) and explains central concepts in
disinfection, such as the Ct-concept (attachment V1).

An excel sheet has been prepared to facilitate the
calculation and the summation of necessary barrier levels
and log-reduction needed in the final disinfection. This can
be found on the web-site of Norsk Vann.

The MBA-guideline (as well as the working reports
– see above) will hopefully become important tools when
preparing grounds for decision-making regarding water
treatment and optimizing existing water treatment, to
ensure sufficient hygienic barriers in the water works.

1. Innledning

1.1. Drikkevannsforskriftens krav om hygieniske barrierer

Den norske "Forskrift om vannforsyning og drikkevann" (Helse og omsorgsdepartementet, 2001) - senere kalt drikkevannsforskriften - definerer begrepet *hygienisk barriere* som følger:

Naturlig eller tillaget fysisk eller kjemisk hindring, herunder tiltak for å fjerne, uskadeliggjøre eller drepe bakterier, virus, parasitter mv, og/eller fortynne, nedbryte eller fjerne kjemiske eller fysiske stoffer til et nivå hvor de aktuelle stoffene ikke lenger representerer noen helsemessig risiko.

Drikkevannsforskriften inneholder følgende formuleringer i § 14:

For å sikre hygienisk betryggende drikkevann, skal eier av godkjenningspliktig vannverk gjennom valg av vannkilde(r), beskyttelse av denne (disse) og etablering av vannbehandling sørge for at det til sammen finnes minimum 2 hygieniske barrierer i vannforsyningssystemet. En av disse skal sørge for at drikkevann blir desinfisert eller behandlet på annen måte for å fjerne, uskadeliggjøre eller drepe smittestoffer. Godkjenningsmyndigheten kan, så fremt det kan vises at summen av virkningen av beskyttelse av vannkilden og forholdene i grunnen til sammen er hygienisk betryggende, i den enkelte sak bestemme at vann fra grunnvannskilde ikke behøver desinfiseres eller behandles som nevnt.

Drikkevannsforskriften setter altså krav om at det skal være minimum to hygieniske barrierer i et vannforsyningssystem hvorav desinfeksjon (eller annen behandling) skal utgjøre den ene barrieren. I arbeidet med revisjon av drikkevannsforskriften har det kommet til uttrykk at uttrykket «to hygieniske barrierer» må erstattes med et mer fleksibelt uttrykk, for eksempel «tilstrekkelig antall hygieniske barrierer for å sikre trygt drikkevann», som er mer i overensstemmelse med svensk og internasjonal uttrykksmåte.

Norsk myndigheter har utdypet barrierebegrepet i veiledningen til drikkevannsforskriften (Mattilsynet, 2005). Formuleringer i veiledningen til forskriften diskuteres i avsnitt 1.5.

1.2. Formålet med "Veiledning i mikrobiell barriere analyse"

Formålet med å utgi en "Veiledning i mikrobiell barriere analyse" (kalt MBA-veiledningen senere i rapporten) er:

- 1) å hjelpe saksbehandlere i drikkevannsforvaltningen til å bestemme om foreslåtte eller planlagte desinfeksjonstiltak er tilstrekkelige – i dialog med vannverkseier og deres rådgivere
- 2) å hjelpe vannverkseiere og planleggere til å finne fram til hvilke barrieretiltak som bør settes inn i et planlagt eller eksisterende vannverk for å sikre et forsvarlig barrierenivå
- 3) å hjelpe planleggere og rådgivere med metoder som kan brukes for å analysere og dimensjonere barrieretiltak slik at de gir den inaktiveringsgrad som god desinfeksjonspraksis tilsier – i et gitt tilfelle
- 4) å hjelpe driftsansvarlige av desinfeksjonsanlegg til å drive sine desinfeksjonstiltak slik at de gir den inaktiveringsgrad som god desinfeksjonspraksis tilsier – i et gitt tilfelle

På bakgrunn av dette retter MBA-veiledningen seg mot alle aktører knyttet til planlegging og drift av vannverk. MBA-veiledningen er en videreføring av "Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis", som beskrevet i forordet.

1.3. Hva innebærer begrepet «god desinfeksjonspraksis»?

Med god desinfeksjonspraksis mener vi det å etablere korrekte og tilstrekkelige barrieretiltak mot mikrobiell forurensning i et vannverk – på grunnlag av:

- Vannverkets størrelse (som påvirker hvilken konsekvens en forurensning av vannkilde og nedslagsfelt kan få)
- Situasjonen i vannkilden og dens nedslagsfelt (vannkvalitet, hvor utsatt og sårbar vannkilden er overfor forurensning, hvilken risikosituasjon man står overfor etc.)
- Overvåkningstiltak i vannkilde og nedslagsfelt som vannverket har etablert for å sikre rask og adekvat reaksjon på uventede hendelser som kan påvirke vannkvaliteten negativt
- Vannbehandlingstiltak i vannverket utover slutt desinfeksjon (som også kan innebære en hygienisk barriereeffekt)
- Overvåkningstiltak i vannbehandlingsanlegget som skal sikre at dette drives optimalt til enhver tid og som skal sikre rask og adekvat reaksjon på uventede hendelser i driften av anlegget
- Kunnskap om ulike desinfeksjonsmetoders effektivitet mht. inaktivering av patogene mikroorganismer og korrekt bruk (dimensjonering og drift) av aktuell desinfeksjonsmetode basert på dette

Det er internasjonal aksept for at vannverk bør utarbeide en vannsikkerhetsplan (Water Safety Plans, WSP) og bruke denne til planlegging og drift av sin virksomhet. WHO har utgitt en egen publikasjon (WHO, 2005) som forklarer fremgangsmåten for utarbeidelse av WSP og hvordan denne kan brukes for å sikre vannforsyningen til befolkningen.

Det arbeides i mange land med å operasjonalisere de ulike verktøy som trengs for å implementere Water Safety Plan og flere metoder er under utvikling. Blant annet forutsettes risiko- og sårbarhetsanalyser gjennomført og flere verktøy er lanserte til hjelp for dette. Eksempler er QMRA (kvantitativ mikrobiell risikoanalyse) – et redskap for å kvantifisere den helsemessige risikoen som er knyttet til ulike deler av vannforsynings-systemet (herunder desinfeksjonstrinnet) og HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Points) – et redskap for å bestemme hvilke kontrollpunkter man må ha for å styre vannforsyningssystemet slik at en minimaliserer sannsynligheten for uønskede hendelser.

Analysene som skal til for å kunne ta i bruk disse verktøyene er omfattende og det kan være fare for at kun de store vannverk vil ha ressurser til å gjennomføre grundige risiko- og sårbarhetsanalyser gjennom bruk av den type verktøy som er nevnt over. I Norge og Sverige er det et stort antall små og mellomstore vannverk. I Norge har f.eks. ca. 1200 av totalt 1600 vannverk (ca. 75 %) mindre enn 10.000 personer tilknyttet, mens kun ca. 75 (ca. 5 %) er større enn 10.000 tilknyttet.

Veiledningen i mikrobiell barriere analyse kan være et godt redskap for alle vannverk, mens henvender seg særlig til de små og mellomstore vannverk som ikke har ressurser eller kompetanse til å gjennomføre omfattende risiko- og sårbarhetsanalyser (ROS-analyser). Den prosedyre som MBA-veiledningen beskriver står på ingen måte i motsetning til utarbeidelse av en vannsikkerhetsplan (Water Safety Plan). Den må heller sees som et element i utarbeidelsen av en slik plan. Gjennomføring av en ROS-analyse vil bedre grunnlaget for fastlegging av det som i MBA-veiledningen kalles barrierehøyden på vannverket.

Veiledningens mål er å sørge for at riktige desinfeksjonstiltak etableres i det enkelte vannverk.

1.4. Mikroorganismer som man trenger hygieniske barrierer mot

Sykdom kan være forårsaket av en rekke ulike mikroorganismer. I Drikkevannsforskriften og i denne veiledningen skilles det mellom hovedgruppene virus, bakterier og parasitter. Vi skal her gi en svært kort beskrivelse av disse gruppene. Det henvises til Vannforsyningens ABC (FHI 2006) og Guillot, E. and Loret, J-F. (2010) for en mer utfyllende beskrivelse.

1.4.1. Virus

Virus er de minste "mikroorganismer" som kan forårsake sykdom med typiske størrelser $< 0,1 \mu\text{m}$. I Norge er de såkalte Norovirus i den gruppen av virus som hyppigst er årsak til vannbårne sykdomsutbrudd men også en rekke

andre virus kan gi opphav til sykdom. Norovirus gir gjerne magesyke, mens for eksempel, hepatittvirus kan gi gulsott. Ulike virus kan ha svært ulik resistens overfor desinfeksjonsmidler, men inaktiveres i alminnelighet godt med klor.

1.4.2. Bakterier

Bakterier er noe større mikroorganismer, typisk ca. 1 µm. Den bakterien som hyppigst er årsak til sykdom i Norge er *Campylobacter* som også gir mage- og tarminfeksjoner. Andre viktige bakterier er *Escherichia coli* (*E. coli*) og *Salmonella*. *E. coli* er vanlig forekommende i tarmen hos mennesker og varmblodige dyr, og er derfor benyttet som hoved indikator for fekal forurensning. Påvisning av *E. coli* kan derfor tyde på at det finnes andre patogene mikroorganismer og parasitter i vannet. Noen typer av *E. coli* har evnen til å fremkalle meget alvorlig sykdom, for eksempel *E. coli* O157:H7. Denne er imidlertid sjelden funnet i vann.

Sporedannende bakterier

Noen bakterieslekter (for eksempel *Bacillus* og *Clostridium*) danner en overlevelseshetform som kalles sporer. Sporene har svært god evne til å motstå ekstreme forhold.

1.4.3. Parasitter

Parasitter er protozoer og større enn bakterier, typisk 3-10 µm. De utmerker seg ved å være langt mer resistente overfor klor enn bakterier og virus. Det fokuseres i hovedsak på to grupper av parasitter, *Giardia* og *Cryptosporidium* som begge kan forårsake alvorlige sykdomsutbrudd. Den alvorlige vannbårne epidemien i Bergen høsten 2004 var forårsaket av *Giardia*.

1.4.4. Indikatororganismer

Indikatororganismer må oppfylle flere kriterier:

- De må være enkle å påvise
- De må finnes i store nok mengder til at de kan påvises med stor grad av sikkerhet
- De må gi en rimelig indikasjon for risikoen for sykdom

Alle de vanligst brukte indikatororganismene har sine svakheter i forhold til disse kriteriene og kontrollen av mikrobiell kvalitet kan derfor aldri bli fullkommen. Analyse mht. indikatororganismer har likevel stor verdi ettersom analyseresultatet gir kunnskap om det foreligger forurensning av vannet. Kunnskapen styrkes når slike resultater kombineres med øvrige (f.eks. fysisk/kjemiske) analyseresultater.

I henhold til den norske drikkevannsforskriften skal rutineanalyser inkludere indikatorene; Kimtall (22 °C), Koliforme bakterier, *E. coli*, Intestinale enterokokker og *Clostridium perfringens* (inkl. sporer).

E. coli benyttes som indikator på fersk fekal vannforurensning, og også som indikator for effektiviteten av desinfeksjonsprosesser mht. å inaktivere patogene bakterier. *E. coli* er imidlertid ikke en pålitelig indikator på nærvær av virus og parasitter (*Cryptosporidium* og *Giardia* (oo)cyster) i drikkevann etter desinfeksjon. Den er heller ikke en pålitelig indikator for forekomst av *Campylobacter*. Forurensning med *Campylobacter* er gjerne forårsaket av fugl, og innholdet av *E. coli* i tarmen hos fugl kan variere mye.

I den norske drikkevannsforskriften inngår i dag *Clostridium perfringens* sporer som indikator for virus og protozoer. Om den er en god indikator for disse patogene mikroorganismegruppene vet en ikke nok om. I WHO's retningslinjer (WHO, 2011) for drikkevannskvalitet er imidlertid ikke bakterien *Clostridium perfringens* inkl. sporer inkludert som indikator for rutinemessig overvåkning av vann til forbruker, fordi overlevelsen av sporene mest sannsynlig vil være så mye lengre enn overlevelsen av patogene fra tarmen, inkludert virus og protozoer. Innen EU foregår det derfor en diskusjon om *Clostridium perfringens* skal bestemmes som en såkalt gruppe A indikator (med høy prøvetakingsfrekvens) eller en gruppe B indikator (med lav frekvens).

For råvann mener imidlertid mange at *Clostridium perfringens* har en god indikatorverdi i parallell med *E. coli*. Den siste indikerer fersk fekal forurensning, mens *Clostridium perfringens* kan være en indikator for "gammel" fekal forurensning. Man har i MBA-veiledningen derfor anbefalt at *Clostridium perfringens* kan benyttes som en av indikatorene ved bestemmelse av råvannskvalitet i kilden.

Det er i drikkevannsforskriften ingen krav til analyse av virus, verken i råvann eller rentvann. Bakteriofager, spesielt kolifager, har blitt foreslått som indikator på humanvirus. Bakteriofager er virus som har bakterier som vert. Kolifager har *E. coli* og nærstående bakterier som vertscelle og kan derfor frigjøres fra disse bakteriene i feces fra mennesker og varmblodige dyr. Kolifager er imidlertid ingen entydig indikator på fekal vannforurensning. De er for eksempel påvist i ikke forurenset vann, mens de har vært fraværende i forurenset vann.

Vi har i Norge og Sverige ingen tradisjon for rutinemessig bestemmelse av virus på tross av at det er allment akseptert at virus svært ofte er årsak til vannbårne sykdommer. Det er imidlertid mye som tilsier at man burde ta i bruk analyser på kolifager, som forekommer i større mengder enn parasitter men i lavere mengde enn *E. coli*. På mange måter vil en kolifag-bestemmelse fylle indikatorgapet mellom spesifikk parasitt bestemmelse og bestemmelse av *E. coli*.

I GDP-veiledningen benyttes i hovedsak forekomst av *E. coli* og evt. *Clostridium perfringens* samt parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium* (etter et utvidet kartleggingsprogram) til å fastslå kvalitetsnivået i råvannet (i vannkilden). Dersom man i et råvann aldri finner verken *E. coli* eller *Clostridium perfringens* ved rutineanalyser (noe som kan forekomme i godt beskyttede grunnvannsforekomster), er ikke det en garanti for at virus-kontaminering ikke kan skje, og i slike tilfeller anbefales det at man gjennomfører en særskilt vurdering av muligheten for virus kontaminering (f.eks. gjennom kolifag-bestemmelses).

Det er i drikkevannsforskriften ingen krav til analyse av parasitter, verken i råvann eller rentvann. Etter *Giardia*-epidemien i Bergen i 2004 har vannverkene imidlertid fokusert mye mer på parasitter og flere vannverk gjennomfører parasittanalyser rutinemessig. Forekomst av parasitter kan være helt bestemmende for hvilke hygieniske barrierer man skal legge inn i vannverket for å oppnå god desinfeksjonspraksis. I denne veiledningens kapittel 2 ("Prosedyre for bestemmelse av god desinfeksjonspraksis") tar man derfor utgangspunkt i at forekomst av parasitter skal kartlegges gjennom et utvidet, risikobasert prøveprogram dersom rutineanalysene indikerer at vannkilden kan være kontaminert av fekal forurensning.

1.5. Kommentarer til formuleringer i veilederen til drikkevannsforskriften

I veilederen til den norske drikkevannsforskriften (Mattilsynet, 2005) utdypes og beskrives enkelte forhold i drikkevannsforskriften knyttet til hygieniske barrierer og desinfeksjon:

I den norske drikkevannsforskriftens §3 Definisjoner, gis følgende omtale av begrepet hygienisk barriere:

Begrepet hygienisk barriere betegner en hindring overfor mikroorganismer, samt kjemiske og fysiske stoffer, som kan ha negativ innvirkning på helsen. En slik hindring kan være naturlig (for eksempel godt råvann med få forurensningskilder, dypt inntak), eller tillaget (for eksempel vannbehandling, restriksjoner i tilsigsområdet). Formålet med en hygienisk barriere er å hindre at slike organismer/stoffer finnes i drikkevannet i mengder som kan innebære en uakseptabel helsemessig risiko.

Denne formuleringen kvantifiserer ikke hva en hygienisk barriere er, noe som vanskeliggjør operasjonalisering av begrepet. Som en kommentar til §14 sier veilederen til drikkevannsforskriften imidlertid:

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.

Veilederen inneholder en tabell over indikatorverdier som angir under hvilke forhold man anser at man har en barriere eller ikke. Disse indikatorverdiene er imidlertid ikke kvantitativt knyttet an mot definisjonen av hva en hygienisk barriere ved vannbehandling angis å være (se over).

I kommentarene til drikkevannsforskriftens § 3 heter det:

Hygieniske barrierer har forskjellige virkemåter. De må være tilpasset de aktuelle mikro-organismene/stoffene og ta hensyn til helsemessige risiki. Barrierene skal mhp. mikroorganismer fjerne, uskadeliggjøre, nedbryte eller drepe disse.

For kjemiske og fysiske stoffer vil virkemåtene være fortynning, nedbrytning eller fjerning. Som nevnt vil tiltak for å hindre at skadelige mikroorganismer/stoffer tilføres drikkevannet også kunne være – eller bidra til – en hygienisk barriere, jf. formålet med å klausulere et nedbørfelt. Siden hver av de hygieniske barrierene som regel vil ha forskjellig virkemåte, vil en barriere mot bakterier ikke nødvendigvis være en barriere mot helsebetenkelige kjemiske stoffer, og omvendt.

Av dette fremgår det at tiltak i nedslagsfelt og kilde kan være – eller bidra til – en hygienisk barriere, men det fremgår ikke av formuleringen hvor stor barrierevirkning et gitt tiltak vil bidra med. Det heter videre:

For vannforsyningssystem basert på overflatevann, kan nedbørfelt og vannkilde til sammen ikke utgjøre mer enn én hygienisk barriere ovenfor mikroorganismer.

I MBA-veiledningen har man derfor tatt utgangspunkt i at barrieretiltak i vannkilde og nedslagsfelt til sammen aldri kan gis en såkalt "log-kreditt" (se definisjon i kapittel 2.3.5) på mer enn 3 log fjerning av bakterier og virus og 2 log fjerning av parasitter, tilsvarende den barrierevirkning som veiledningen til drikkevannsforskriften angir som én hygienisk barriere i vannbehandlingen.

Til drikkevannsforskriftens §14 Vannkilde og vannbehandling gis det i veiledningen ytterligere presiseringer av at godkjenningsspliktige vannforsyningssystemer skal ha minst to hygieniske barrierer:

Dersom det ikke er mulig å etablere tilfredsstillende hygienisk barrierevirkning i tilsigsområde/vannkilde, må dette kompenseres for ved å bygge inn minimum to hygieniske barrierer i vannbehandlingen. Siden den siste hygieniske barrieren skal være desinfeksjon eller tilsvarende, vil de(n) første barrieren(e) ofte være en annen type vannbehandling.

Her presiseres det som også er nedfelt i selve forskriften, nemlig at norske vannverk skal ha desinfeksjon eller tilsvarende, dvs. en prosess som gir inaktivering av sykdomsfremkallende mikroorganismer eller som fjerner dem.

I kommentarene til drikkevannsforskriftens §14, heter det også:

Siden det finnes mange forskjellige vannbehandlingsprosesser, med forskjellige formål og egenskaper, er det bl.a. avgjørende å ha god kunnskap om råvannskvaliteten for å kunne velge riktig vannbehandling.

Her fokuseres det på nødvendigheten av å kjenne råvannskvaliteten. Likevel er kravene i forskriften til prøvetaking på råvann langt mindre omfattende enn på nettvann, noe som har ført til at mange vannverkseiere har svært dårlig kunnskap om råvannskvaliteten i sitt vannverk.

Det heter videre:

Klorering, UV-bestråling og ozonering bør dimensjoneres ut fra råvannskvaliteten og ikke rentvannskvaliteten. Dette vil styrke den hygieniske sikkerheten dersom forutgående vannbehandlingstrinn ikke fungerer som forutsatt.

Dette er en formulering som det er svært vanskelig å forholde seg til, spesielt når det gjelder UV-bestråling, men også når det gjelder kjemiske desinfeksjonsmetoder. For humuspreget vann vil det være vanskelig å finne utstyr som kan gi den nødvendige inaktiveringseffekt (gjennom biosimetriske dimensjonering, se avsnitt 2.7) og ved klorering eller ozonering vil klor/ozon-dosen måtte bli urimelig høy fordi det initiale klor/ozon-forbruket blir svært høyt i ubehandlet humusvann med høyt fargetall.

Det heter videre om valg og bruk av desinfeksjonsmidler:

Bruk av flere desinfeksjonstrinn og desinfeksjonsprinsipper vil styrke den samlede hygieniske barriere i et vannforsyningssystem. Benyttes for eksempel UV som første desinfeksjonstrinn, kan for eksempel klor anvendes som sekundært desinfeksjonsmiddel. Bruk av samme desinfeksjonsmiddel, men i to trinn, kan også benyttes for å styrke den hygieniske sikkerheten. Hvorvidt to like desinfeksjonstrinn vil kunne tilfredsstille kravet om minst 2 hygieniske barrierer, vil være avhengig av hva de skal være barrierer mot, og hvilken risiko man kan akseptere i det enkelte tilfellet. Flere desinfeksjonstrinn benyttes i liten grad i Norge.

I diskusjonen om to hygieniske barrierer, har det fra myndighetene ofte vært presisert at man snakker om to uavhengige hygieniske barrierer. Dette har blitt tolket på ulike måter, for eksempel kan man betrakte tiltak som gir en full barriere i nedslagsfelt og vannkilde (over definert som 3 log reduksjon av bakterier og virus og 2 log av parasitter) uavhengig av en tilsvarende barriere i vannbehandlingen.

Dersom begge barrierene skal oppnås i vannbehandlingen bør de være basert på to ulike prinsipper for å være uavhengige. For eksempel kan én barriere være basert på fjerning av mikroorganismer som partikler og én være inaktivering av mikroorganismer gjennom desinfeksjon. Man kan også, i henhold til veilederen i drikkevannsforskriften (se over) etablere to hygieniske barrierer gjennom to ulike desinfeksjonstrinn. Disse to trinnene bør i så fall være basert på to ulike desinfeksjonsmetoder for at barrierene skal være uavhengige.

1.6. Barrieretiltak

Det er prinsipielt tre måter å beskytte befolkningen mot sykdom gjennom vannforsyningen:

- Man kan forhindre vannbårne, patogene mikroorganismer å nå vannverkets inntak i drikkevannskilden ved tiltak i nedslagsfeltet og/eller i vannkilden
- Man kan forhindre vannbårne, patogene mikroorganismer å forlate vannbehandlings-anlegget ved bruk av partikkelseparasjonsmetoder og desinfeksjonsmetoder i vannbehandlingen
- Man kan forhindre at det behandlede vannet blir kontaminert på veien til forbruker

MBA-veiledningen omhandler de to første av disse punktene.

1.6.1. Tiltak i nedslagsfelt og kilde

Tiltak i nedslagsfelt og kilde kan både være slike som forhindrer at forurensing skjer, for eksempel gjennom restriksjoner på utnyttelsen av nedslagsfelt og kilde, og slike som hindrer mikroorganismene å nå vanninntaket for vannverket, for eksempel tiltak som gir tilbakeholdelse og utdøing i naturen eller gjennom plassering av vanninntaket i kilden.

Effekten av tiltak i nedslagsfelt og kilde er meget vanskelig å kvantifisere. Resultatet av tiltakene ser man over tid som bedring av vannkvaliteten i kilden. I denne veiledningen tar man i kapittel 2 "Prosedyre for mikrobiell barriere analyse" utgangspunkt i at tiltak som allerede er gjort i eksisterende vannverk har vært med å bestemme den vannkvalitet som man i dag har i vannkilden. I forbindelse med nye vannverk eller ved etablering av nye barrieretiltak i eksisterende vannverk kan man oppnå en forbedring av vannkvaliteten og dermed en ytterligere barrierevirkning ved etablering av tiltak i nedslagsfelt og kilde.

1.6.2. Tiltak i vannbehandlingen

Gjennom vannbehandling kan patogene mikroorganismer fjernes både som partikler og ved at de inaktiveres gjennom desinfeksjon.

1.6.2.1. Fjerning av mikroorganismer som partikler

De ulike mikroorganismene varierer i størrelse fra noen nanometer til noen mikrometer og kan også uskadeliggjøres ved at de fjernes fra vannet som partikler. Flere metoder kan benyttes og i tabell 1.1 er det gitt en oversikt over hvor godt man kan fjerne patogene mikroorganismer gjennom partikkelfjerning. I tabellen er det gitt en grov kvalitativ oversikt over effektiviteten av ulike partikkelseparasjonsmetoder mht. fjerning av bakterier, virus og parasitter.

Tabell 1.1 Effektiviteten av de vanligst benyttede partikkelfjerningsmetodene forutsatt godt fungerende prosesser og tilstrekkelige doser

Partikkelfjerningsmetode	Bakterier	Virus	Parasitter
Sandfiltrering	Dårlig	Svært dårlig	Dårlig
Koagulering/sandfiltrering	God	Ganske god	God
Membranfiltrering ¹			
RO og NF	Svært god	Svært god	Svært god
UF	God	Ganske god	Svært god
MF	Ganske god	Ganske dårlig	God
UF/MF m/koag.	Svært god	Svært god	Svært god

¹RO- omvendt osmose, NF-nanofiltrering (< 5 nm), UF- ultrafiltrering (< 40 nm), MF-mikrofiltrering (< 100 nm)

I MBA-veiledningens kapittel 2 (tabell 2.8) gis det en mer detaljert kvantifisering av effektiviteten gjennom en log-kreditt angivelse.

1.6.2.2. Inaktivering av mikroorganismer (desinfeksjon)

Desinfeksjon (dvs. inaktivering av mikroorganismer) har i Norge og Sverige vært det viktigste tiltak mot sykdoms-fremkallende mikroorganismer i drikkevann. Tradisjonelt har klor blitt brukt som desinfeksjonsmiddel og i mindre grad ozon. Begge er kraftige oksidasjonsmidler. I den senere tid har UV-bestråling tatt over for klor som den dominerende desinfeksjonsmåte i Norge. Det er flere årsaker til dette, men én er at klor har vist seg lite egnet for inaktivering av parasitter.

I tabell 1.2 er det gitt en enkel oversikt over effektiviteten for de vanligste desinfeksjons-metodene overfor de tre hovedgruppene av potensielt sykdomsfremkallende mikroorganismer.

Tabell 1.2 Effektiviteten av de vanligst benyttede desinfeksjonsmetodene

Desinfeksjonsmetode	Bakterier	Virus	Parasitter
Klorering	Svært god	Ganske god	Dårlig
Ozonering	Svært god	Svært god	God/Ganske dårlig ¹
UV-bestråling	Svært god	God ²	Svært god

¹ God overfor *Giardia*, ganske dårlig overfor *Cryptosporidium* ved normale ozondoser

² God overfor de fleste virus som har helsemessig betydning. Dårlig overfor Adenovirus ved de UV-doser som vanligvis benyttes

I denne MBA-veiledningens kapittel 3 angis det hvordan man basert på dosering av desinfeksjonsmiddel og vannets sammensetning kan kvantifisere effektiviteten gjennom beregning av forventet log-reduksjon for de ulike gruppene av mikroorganismer.

1.6.3. Robuste, uavhengige barrierer

Man skal ha uavhengige barrierer, dvs. at én barriere ikke skal være avhengig av en annen for å kunne virke og at funksjonen av én barriere ikke er basert på de samme forutsetningene som en annen barriere. Man øker robustheten i barriereeffekt ved å velge ulike barriertyper i kombinasjon, f.eks. én (eller flere) barriere(r) basert på tiltak i nedslagsfelt/kilde og i vannbehandling (ved partikkelseparasjon) og én (eller flere) basert på sluttdesinfeksjonen (se kap. 3). For at en barriere skal bli robust, må man ha en overvåkning som kan sikre at man faktisk oppnår den ønskede barriere-effekt i hvert steg

1.6.4. Operasjonalisering av begrepet: Hygienisk barriere

Når man i den norske drikkevannsforskriften snakker om "minimum to hygieniske barrierer" kunne dette like godt (og kanskje aller helst) vært uttrykt som "multiple hygieniske barrierer", som er det uttrykket man ofte bruker i andre land. Bakgrunnen for ønsket om multiple, hygieniske barrierer er jo at den hygieniske barrierevirkning ikke skal falle bort dersom én av de innlagte barrierene feiler.

I MBA-veiledningen har man valgt å operasjonalisere begrepet hygienisk barriere ved å ta i bruk den definisjonen som er benyttet i drikkevannsforskriftens veiledning (Mattilsynet, 2005) der det heter 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 én hygienisk barriere.* I MBA-veiledningen kvantifiseres ulike tiltak, både i nedslagsfelt og i vannbehandling slik at brukeren av veiledningen gjennom en behandlingsprosedyre kan komme frem til om et vannverk har tilstrekkelig barrierevirkning eller ikke – i lys av ønsket om multiple (og ikke nødvendigvis nøyaktig 2) hygieniske barrierer.

For å tilfredsstille "kravet" om to, uavhengige hygieniske barrierer, har man i MBA-veiledningen tatt utgangspunkt i at ingen barrieretiltak som forutsettes å gi tilstrekkelig sikkerhet mot mikrobiell forurensning når et annet tiltak svikter, kan gis høyere kvantitativ verdi (eller log-kreditt, se kapittel 2) enn det som tilsvarer én hygienisk barriere i vannbehandlingen, dvs. 3 log reduksjon av bakterier og virus og 2 log reduksjon av parasitter, selv om enkelttiltaket har potensialet til å gi en høyere log-reduksjon.

2. Prosedyre for mikrobiell barriere analyse

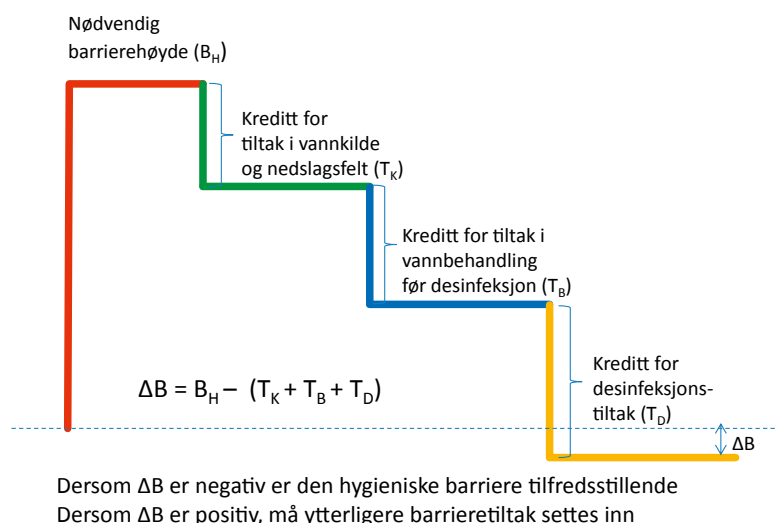
2.1. Innledning

I det følgende gjennomgås en prosedyre som kan brukes til å bestemme om vannverkets hygieniske barrierer er tilfredsstillende eller ikke. Metoder for beregning av hvilken inaktiveringsgrad som kan oppnås med de ulike desinfeksjonsmetoder (verktøykassa) er gjennomgått i kapittel 3.

2.2. Oppbygning av prosedyren

Proseduren bygger på følgende (se også fig. 2.1 under):

- 1) Bestemmelse av **kvalitetsnivå på råvann** – basert på:
 - Historiske data for råvannskvalitet
 - Nye data (om nødvendig) basert på et utvidet, risiko-basert prøveprogram
- 2) Bestemmelse av **nødvendig barrierehøyde** – basert på:
 - Kvalitetsnivå på råvann bestemt i steg 1
 - Vannverkets størrelse, som et uttrykk for risiko forbundet med barriere tapNødvendig barrierehøyde defineres som den log-reduksjon av de enkelte patogen-grupper (bakterier, virus og parasitter) som totalt sett må oppnås i vannverket.
- 3) Bestemmelse av **barriernivå i nedslagsfelt og kilde** – basert på de barrieretiltak som settes inn i nedslagsfelt og kilde.
 - Beskyttelsestiltak
 - Overvåkning av råvannskvalitetVerdien av tiltakene uttrykkes i form av log-reduksjon av de enkelte patogen-grupper (kalt log-kreditt)
- 4) Bestemmelse av **barriernivå i vannbehandling** (utover desinfeksjon) – basert på:
 - Type og omfang av vannbehandling
 - Driftsovervåking av kvaliteten på behandlet vannVerdien av tiltakene uttrykkes i form av log-reduksjon av de enkelte patogen-grupper (log-kreditt)
- 5) Bestemmelse av **barriernivå i desinfeksjonen** – basert på:
 - Desinfeksjonsmetode
 - Dimensjonering og drift av desinfeksjonstiltaketVerdien av tiltakene uttrykkes i form av log-reduksjon av de enkelte patogen-grupper (log-kreditt)
- 6) Bestemmelse av **total barrierestatus** – som fremkommer ved subtraksjon av log-kredittene (bestemt i steg 3,4 og 5) fra nødvendig barrierehøyde (bestemt i steg 2).



Figur 2.1. Oversikt over trinnene i prosedyren for mikrobiell barriere analyse (MBA)

2.3. Begreper og definisjoner

Prosedyren bygger primært på vannverkets størrelse (antall personer forsynt, p) og typen av vannkilde som kriterier på "risiko- og sårbarhetssituasjonen".

2.3.1. Vannverksstørrelse

I prosedyren benyttes tre grupperinger av vannverksstørrelse, definert ut fra antall personer tilknyttet vannverket:

- < 1.000 p
- 1.000 – 10.000 p
- > 10.000 p.

2.3.2. Vannkildetype

I prosedyren skilles det mellom:

- Overflatevann
 - Fra innsjøer og tjern
 - Fra elver og bekker
- Grunnvann
 - Grunnvann i løsmasser
 - Grunnvann fra borebrønner i fjell
 - Grunnvann fra kunstig (evt. konstruert) infiltrasjon
 - Overflatevannpåvirket grunnvann

Grunnvann i løsmasser

Grunnvann i løsmasser er vann som har vært transport gjennom løsmasser i umettet og mettet sone i flere døgn. Det har vært vanlig å angi en oppholdstid på minst 60 døgn for å være en tilstrekkelig hygienisk barriere. Dette vil i så fall dokumenteres gjennom den historiske registreringen av vannkvalitet ved det faktum at indikasjoner på patogen forurensning ikke er funnet.

Grunnvann fra borebrønner i fjell, er vann

- fra boret eller sprengt fjellbrønn uten løsmasseoverdekning eller med løsmasse- overdekning på mindre enn 3 m
- fra borebrønn med løsmasseoverdekning < 3 m

Fjellbrønner uten løsmasseoverdekning eller med løsmasseoverdekning < 3 m skal behandles på samme måte som vann fra overflatevannkilder, mens vann fra fjellbrønner med løsmasseoverdekning ≥ 3 m blir å behandle som grunnvann i løsmasser dersom ikke stedlige forhold, miljøhygienisk eller hydrogeologisk undersøkelser tilsier noe annet.

Grunnvann fra kunstig infiltrasjon

Grunnvann fra kunstig infiltrasjon, er i utgangspunktet overflatevann som blir forbehandlet gjennom passasje gjennom grunnen. Grunnvann fra kunstig grunnvannsinfiltrasjon kan håndteres på to måter:

1. ved at det tas utgangspunkt i kvaliteten av overflatevannet og gis log-kreditt (se senere) for den forbehandlingen som infiltrasjonen gir
2. ved at det vann som tas ut fra uttaksbrønnene ses på som råvann fra grunnvann i løsmasser

For å regnes til denne kategorien og ikke til kategorien "overflatevannpåvirket grunnvann" må vannet ha en beregnet oppholdstid gjennom grunnen på minst 3 døgn og en transport gjennom grunnen på minst 10 m.

Overflatevannpåvirket grunnvann, er vann:

- fra grunnen som stammer fra kunstig grunnvannsinfiltrasjon hvor beregnet oppholdstid gjennom grunnen er mindre enn 3 døgn eller vannets transport gjennom grunnen er mindre enn 10 m
- fra grunnen som viser tegn til (for eksempel i hygienisk kvalitet) at det er påvirket av overflatevann
- fra grunnen, men som på grunnlag av hydrogeologisk ekspertutredning, kan mistenkes å være påvirket av overflatevann.

Overflatevannpåvirket grunnvann skal i denne veiledningen behandles som overflatevann. De stedlige forhold (dvs. hvilken type overflatevann som påvirker grunnvannet) skal avgjøre om man skal legge innsjø/tjern eller elv/bekk til grunn. Her må skjønn utøves.

2.3.3. Vannkvalitetsnivå

Prosedyren forutsetter vannkvalitetsbestemmelse på råvann i to nivåer:

1. Basert på en kartlegging av vannverkets pålagte rutineanalyser over de siste 3 år
2. Basert på en utvidet kartlegging gjennom et risikobasert prøveprogram over 1 år

Den angitte varigheten av kartleggingsprogrammet er veiledende. Det enkelte vannverk må vurdere sitt data-grunnlag. Det risikobaserte prøveprogrammet er spesifisert nedenfor. Resultatet fra den historiske kartlegging av vannverkets råvannskvalitet bestemmer om det blir nødvendig å gjennomføre den utvidede kartlegging. Vannverk som ikke tidligere har data for råvannskvalitet, går direkte til kartleggingsnivå 2.

Som kriterium for hygienisk vannkvalitet i vannkilden benyttes i denne veiledningen:

- *E. coli* (kartleggingsnivå 1 og 2)
- *Clostridium perfringens* [kartleggingsnivå 1 (om data forekommer), og nivå 2]
- *Giardia* og *Cryptosporidium* (kartleggingsnivå 2)

Risikobasert prøveprogram

Rutineprogrammene for kartlegging av hygienisk vannkvalitet tar normalt ikke hensyn til at risikoen for mikrobiell kontaminering av drikkevannet er større i visse situasjoner enn i andre. Råvannskilden er, for eksempel, utsatt for større mikrobiell forurensning i en regnværsituasjon enn i en tørrværsituasjon. Prinsippet med etablering av barrierer er at disse skal tre i kraft når og hvis det er nødvendig. Det risikobaserte prøveprogrammet tar derfor sikte på å oppsøke situasjoner der det er mest sannsynlig at patogene mikroorganismer kan forekomme i størst mulige mengder. Man skal så langt det er mulig, fange opp følgende situasjoner i prøveprogrammet (når innsjøer er kilde):

1. Vårsirkulasjonen ($\leq 1/6$ av totalt antall prøver)
2. Høstsirkulasjonen ($\leq 1/6$ av totalt antall prøver)
3. Normalnedbørdøgn i sommer- og/eller vinterhalvåret ($\leq 1/6$ av totalt antall prøver)
4. Døgn med kraftig nedbør i løpet av høsten og snøsmelting i løpet av vår og høst ($\geq 3/6$ av totalt antall prøver)

Det samme gjelder overflatevannpåvirket grunnvann og grunnvann fra kunstig infiltrert overflatevann (se definisjoner foran). Når det gjelder grunnvann i løsmasser, er det mindre sannsynlig at resultatet av vannkvalitetsanalysene tilsier et vannkvalitetsnivå som forutsetter analyser mht. parasitter. Når det gjelder elver og bekker som kilde, må man bruke skjønn men også her vil man forvente størst forurensning i forbindelse med nedbør.

Prøveomfanget i det risikobaserte prøveprogrammet bør minst være som vist i tabell 2.1. For de fleste tilfeller anbefales det at prøveomfanget er det dobbelte av angitt i tabell 2.1.

Tabell 2.1 Minste prøveomfang i den utvidede kartleggingsperioden

Vannverksstørrelse	Prøveomfang
< 1000 pe	> 6
1000 – 10.000 pe	> 12
> 10.000 pe	> 24

Den enkelte vannverkseier vil selv være den beste til å finne ut når risiko for kontaminering er størst og det risikobaserte prøveprogrammet bør tilpasses etter hvert. Har man prøver for lengre tid enn ett år, der prøvene oppfattes å være godt representative for det man er ute etter å finne, bruker man selvsagt dette grunnlaget.

I prøvene fra det risikobaserte prøveprogrammet skal det analyseres på *E. coli*, *Clostridium perfringens* og eventuelt (se avsnitt 2.4.1) parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium*. Man bør i utgangspunktet analysere på både *Giardia* og *Cryptosporidium*, ettersom det ikke er åpenbart at begge parasitter forekommer om man registrerer den ene. Vi skal i det følgende forutsette at nivået på summen av de to, legges til grunn for hvilke tiltak som skal treffes.

Analyse mht. parasitter er dyre og hvert enkelt vannverk bør vurdere omfanget av parasittanalysene i forhold til den nytten man kan ha av resultatet.

2.3.4. Nødvendig barrierehøyde

Nødvendig barrierehøyden defineres som den reduksjon av de enkelte mikroorganisme-grupper (bakterier, virus og parasitter) som totalt sett må oppnås i hele vannverket (nedslagsfelt/kilde og behandlingsanlegg). Nødvendig barrierehøyden er avhengig av vannverkets størrelse og kvalitetsnivået i vannkilden (se tabell 2.2). Den angis som nødvendig log-reduksjon som totalt må oppnås for de ulike mikroorganismegruppene. Angivelsen 5b + 5v + 2p, betyr for eksempel 5 log reduksjon mht. bakterier, 5 log mht. virus og 2 log mht. parasitter.

2.3.5. Log-kreditt

Log-kreditt er et uttrykk av verdien av ulike tiltak (i nedslagsfelt og vannkilde, i vannbehandlingen ut over sluttdesinfeksjonen, i sluttdesinfeksjonen etc.) som settes inn for å bedre barrierevirkningen i et vannverk. Disse tiltakene gis i prosedyren en verdi i form av en log-reduksjon som kommer til fradrag fra barrierehøyden (for bestemmelse av nødvendig log-reduksjon), og er derfor kalt log-kreditt for tiltak i nedslagsfeltet hhv. vannbehandlingen og slutt-desinfeksjonen.

2.3.6. Inaktiveringsgrad (log-reduksjon)

Inaktiveringsgraden uttrykker den log-reduksjon av de ulike mikroorganismegruppene som man minst må ha i slutt-desinfeksjonen for at barrierevirkningen i vannverket skal være tilfredsstillende i henhold til denne veiledningen. Den fremkommer ved at log-kreditt for tiltak i vannkilde/nedslagsfelt og vannbehandling fratrekkes barrierehøyden og uttrykkes på samme måte som nødvendig barrierehøyde (dvs. for eksempel 5b + 5v + 2p).

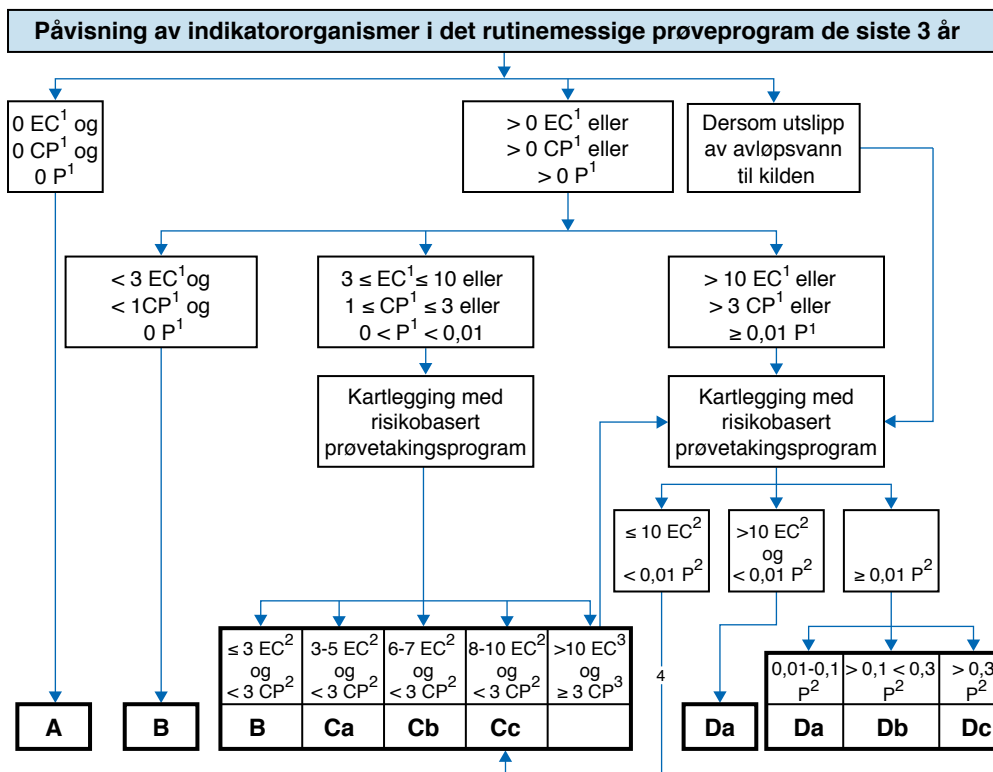
I veiledningens kapittel 3 er det angitt hvordan de ulike desinfeksjonsmetodene må dimensjoneres og drives for at inaktiveringsgraden skal oppnås.

2.4. Gjennomføring av prosedyren

2.4.1. Bestemmelse av vannkvalitetsnivå i råvann

I figur 2.2 er vist "veikartet" frem mot bestemmelse av kvalitetsnivå. Det er lagt opp til en to-trinns rakett:

1. Først baserer man seg på resultatene fra den historiske registrering av *E. coli* (EC) og eventuelt *Clostridium perfringens* (CP), dersom data for CP finnes, basert på rutineanalysene de siste 3 år
2. Avhengig av resultatet av den historiske registreringen kan vannkvalitetsnivået bestemmes direkte (nivå A eller B), eller man må gjennom en utvidet kartlegging av den mikrobielle råvannskvalitet. Den kan også foregå mot to nivå:
 - a) Dersom den historiske vannkvaliteten ikke er for dårlig, gjennomføres et risikobasert kartleggingsprogram rettet mot *E. coli* og *Clostridium perfringens* (nivå C)
 - b) Dersom den historiske vannkvaliteten er dårlig, og/eller dersom utslipp av avløpsvann (urenset eller renset) til kilden forekommer, gjennomføres det risikobaserte prøveprogrammet rettet mot parasitter i tillegg til *E. coli* (nivå D).



¹ Funn av angitt indikator [EC – *E. coli*, CP – *Clostridium Perfringens*, P – parasitter (dersom analyse av P foreligger)] over angitt verdi (antall/100 ml) én eller flere ganger i løpet av de siste 3 år.

² Middelkonsentrasjon (antall/100 ml) av angitt indikator over prøveperioden eller registrering av angitt nivå i mer enn 1/6 av prøvene (16,7 %) over perioden. For parasitter gjelder summen av *Giardia* og *Cryptosporidium*/100 ml.

³ Eller > 20 EC eller > 6 CP i enkeltprøver.

⁴ Kan bare benyttes dersom det ikke forekommer utslipp av avløpsvann til kiden og < 3 CP påvises.

Figur 2.2 Bestemmelse av vannkvalitetsnivå

Man kan unngå det risiko-baserte prøvetakingsprogrammet i hver kategori (a. eller b.), dersom den dårligst angitte råvannskvaliteten i vedkommende kategori forutsettes. For eksempel kan man i utgangspunktet forutsette at det er forekomst av parasitter i kilden og derfor gå direkte til nivå Dc.

Man følger strekene i figuren fra toppen. Den ordinære registreringen av vannkvalitet mht. *E. coli* (EC) og *Clostridium perfringens* (CP) bestemmer om man trenger å gjøre ytterligere kartlegging av kvalitetsnivået. Dersom man ikke har historiske data for *Clostridium perfringens* (CP), benyttes kun dataene for *E. coli* (EC).

I den historiske registreringen av vannkvalitet (basert på rutineanalyser), knytter de angitte nivåene seg til absolutte registreringer i de siste 3 år. For eksempel betyr 0 EC at man ikke har registrert *E. coli* i noen prøver de siste 3 år, mens for eksempel < 3 EC betyr at man kan ha registrert *E. coli* men at ingen prøver viste verdier over eller lik 3 *E. coli* per 100 ml.

- Dersom man har analysert for, men ikke påvist *E. coli* (EC) eller *Clostridium perfringens* (CP) i råvannet i løpet av 3 år, vil vannverket kategoriseres med kvalitetsnivå A. Ettersom fravær av *E. coli* (EC) eller *Clostridium perfringens* (CP) ikke er en garanti for at kilden ikke er forurenses av virus, anbefales det at man gjennomfører en særskilt vurdering av om virus-kontaminering kan forekomme (f.eks. gjennom colifag-analyse).

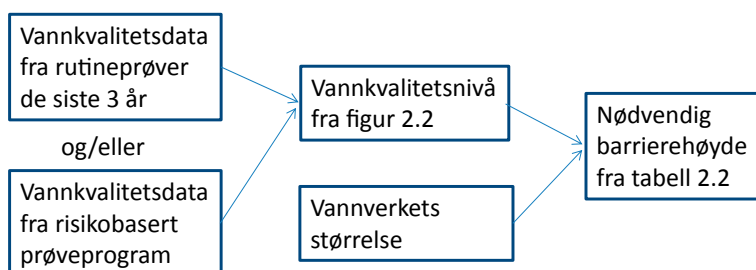
- Dersom *E. coli* eller *Clostridium perfringens* er registrert, blir den videre gangen avhengig av hvor mye man har registrert. Har man i alle prøver funnet < 3 *E. coli* per 100 ml og samtidig aldri funnet *Clostridium perfringens*, kommer man i kvalitetsnivå B.
- Har man i enkeltprøver noen gang i løpet av vurderingsperioden har funnet ≥ 3 men < 10 *E. coli* eller ≥ 1 men < 3 *Clostridium perfringens*, tyder det på at kvaliteten fra tid til annen kan være dårlig og situasjonen må derfor kartlegges bedre. Man må derfor gjennomføre en utvidet kartlegging gjennom det risikobaserte prøveprogrammet etter de retningslinjer som er gitt over. I dette prøveprogrammet skal man fokusere på *E. coli* og *Clostridium perfringens* og man skal bestemme middelveiden og hyppigheten av de funn som er gjort av disse indikatorene i de prøvene som det risikobaserte prøveprogrammet forutsetter. Avhengig av hvor middelveiden (mellom 3 og 10) eller hyppigheten ligger (større eller mindre enn påvisning i 1/6 eller 16,7 % av prøvene) faller man i kvalitetsnivåene B eller Ca, Cb og Cc.
- Så lenge man i middel finner ≤ 10 *E. coli* eller ≤ 3 *Clostridium perfringens* per 100 ml, behøver man ikke inkludere parasitter i prøveprogrammet og *E. coli*-nivået vil bli bestemmende for hvilket kvalitetsnivå man ender på (B eller Ca, Cb og Cc).
- Dersom man gjennom et igangsatt risikobasert prøveprogram i kartleggingsperioden, basert på analyser av *E. coli* og *Clostridium perfringens*, finner verdier som tyder på at middelveiden av *E. coli* kan bli > 10 *E. coli* eller > 3 *Clostridium perfringens*, eller dersom man i enkeltprøver finner > 20 *E. coli* eller > 6 *Clostridium perfringens*, skal man straks inkludere parasitter i prøveprogrammet slik som angitt i figur 2.2. I et slikt tilfelle må prøveprogrammet utvides slik at antall parasittanalyser blir som angitt for risikobasert prøveprogram over.
- Dersom man i den historiske registreringen aldri i de siste 3 år har funnet *Clostridium perfringens* men ≥ 3 og < 10 *E. coli* kan man velge "føre var" linjen og ta utgangspunkt i kvalitetsnivå Cc direkte og dermed unngå å gjennomføre kartleggingsprogrammet.
- Dersom man i den historiske rutineovervåkingen i løpet av de siste 3 år finner ≥ 10 *E. coli* eller ≥ 3 *Clostridium perfringens* i noen prøver, anses faren for signifikant parasittkontaminering så stor at omfanget av denne må kartlegges i det risikobaserte prøveprogrammet. Finner man $\leq 0,01$ parasitter per 100 ml og samtidig < 10 *E. coli* ansees parasittfaren ikke større enn at råvannskvaliteten faller i kategori Cc. Er middelveiden derimot $> 0,01$ parasitter per 100 ml (uansett *E. coli* nivå), eller hyppigheten av forekomst er større enn 1/6 (16,7 % av prøvene) faller man i en av kategoriene Da, Db og Dc avhengig av hvor mange parasitter man i middel finner over prøveprogrammet. For det tilfellet at man finner lite parasitter ($< 0,01$ per 100 ml) men høy *E. coli* i middel (≥ 10 per 100 ml) kommer man i kategori Da.

Også for den linjen med dårligst historisk registrert råvannskvalitet, dvs. ≥ 10 *E. coli* eller ≥ 3 *Clostridium perfringens* per 100 ml i den historiske registreringen, kan man velge "føre var" linjen og unngå den risikobaserte kartleggingsperioden dersom man legger seg på det strengeste kvalitetsnivået, dvs. Dc.

2.4.2. Bestemmelse av nødvendig barrierehøyde

Når vannkvalitetsnivået i råvannet er bestemt og vannverkets størrelse er kjent, kan man bestemme vannverkets barrierehøyde som vist i figur 2.3.

Figur 2.3. Bestemmelse av nødvendig barrierehøyde



Barrierehøyden er det sett av log-reduksjoner for de ulike organismegrupper som anlegget må håndtere - totalt sett - ved et gitt kvalitetsnivå, se tabell 2.2. Angivelsen 5,0b + 5,0v + 2,0p, betyr for eksempel 5 log reduksjon mht. bakterier, 5 log mht. virus og 2 log mht. parasitter.

Tabell 2.2 Sammenheng mellom nødvendig barrierehøyde, vannverkets størrelse og vannkvalitetsnivå

Vannverkets størrelse		Vannkvalitetsnivå i kilde			
		A	B	C	D
< 1000 personer tilknyttet	Nødvendig barriere nivå	3,0b + 3,0v + 2,0p	4,0b + 4,0v + 2,0p	a. 4,5b + 4,5v + 2,5p b. 4,5b + 4,5v + 2,75p c. 4,5b + 4,5v + 3,0p	a. 5,0b + 5,0v + 3,0p b. 5,0b + 5,0v + 3,5p c. 5,0b + 5,0v + 4,0p
1000 - 10.000 personer tilknyttet		3,5b + 3,5v + 2,5p	4,5b + 4,5v + 2,5p	a. 5,0b + 5,0v + 3,0p b. 5,0b + 5,0v + 3,25p c. 5,0b + 5,0v + 3,5p	a. 5,5b + 5,5v + 3,5p b. 5,5b + 5,5v + 4,0p c. 5,5b + 5,5v + 4,5p
> 10.000 personer tilknyttet		4,0b + 4,0v + 3,0p	5,0b + 5,0v + 3,0p	a. 5,5b + 5,5v + 3,5p b. 5,5b + 5,5v + 3,75p c. 5,5b + 5,5v + 4,0p	a. 6,0b + 6,0v + 4,0p b. 6,0b + 6,0v + 4,5p c. 6,0b + 6,0v + 5,0p

Dersom man for eksempel har et innsjøvannverk på 7.000 personer hvor man i den historiske registreringen har funnet ≥ 3 *E. coli*, og i kartleggingsperioden har funnet i middel 5 *E. coli*, men ikke > 3 *Clostridium perfringens* eller > 20 *E. coli* per 100 ml eller ≥ 6 *Clostridium perfringens* i noen enkeltprøve, faller man ned på kvalitetsnivå **Ca** og barrierehøyden blir: **5,0b + 5,0v + 3,0p**.

2.4.3. Bestemmelse av log-kreditt for barrieretiltak

Log-kreditt kan gis for følgende barrieretiltak:

- 1) Tiltak knyttet til vannkilden og dens nedslagsfelt
 - a. Fysiske barrieretiltak
 - b. Restriksjoner/båndlegging på aktivitet i kilde og nedslagsfelt
 - c. Forbedrede overvåkningstiltak knyttet til råvannskvalitet
- 2) Tiltak knyttet til vannbehandlingen
 - a. Rensetiltak utover sluttdesinfeksjonen
 - b. Overvåkningstiltak knyttet til drift av vannbehandling og sluttdesinfeksjon
- 3) Tiltak knyttet til sluttdesinfeksjonen
 - a. Kjemisk eller fysisk desinfeksjon
 - b. Videregående partikkelfjerning

Det er grunn til å være tilbakeholden og restriktiv ved tildeling av log-kreditt for tiltak i vannkilde og i nedslagsfelt ettersom virkningen av slike tiltak ofte er usikker.

I de tilfeller hvor man planlegger et vannverk, kan log-kreditt gis for planlagte tiltak. For eksisterende vannverk kan log-kreditt kun gis for nye tiltak i nedslagsfelt og vannkilde som går utover de tiltak som allerede var igangsatt da kvalitetsnivået til vannkilden ble fastlagt. Det kan imidlertid være "gamle" tiltak som er av den karakter at de vil redusere risiko for at uønskede hendelser skal skje, men som ikke nødvendigvis har innflytelse på den alminnelige vannkvalitet som bestemmes gjennom de historiske rutineanalyser og det risikobaserte prøveprogrammet. Barrieretiltak av denne karakter bør det kunne gis log-kreditt for. Her må skjønn utøves.

Man kan summere opp log-kreditten for de ulike tiltakene, men den totale log-kreditt kan ikke overstige visse angitte grenser for hver hovedtype av tiltak.

I tabell 2.3 er maksimal log-kreditt som kan gis for ulike tiltak i nye anlegg oppsummert.

Tabell 2.3 Maksimal log-kreditt for ulike tiltak i nye anlegg¹⁾

Barriertiltak	Maksimal log-kreditt
Nye tiltak knyttet til vannkilde og nedslagsfelt – Innsjøer Maksimal log-kreditt for fysiske og restriktive tiltak (se tabell 2.4), hvorav Maksimal log-kreditt for overvåkningstiltak på råvann (se tabell 2.7)	2,0b + 2,0v + 1,25 p 0,75b + 0,75v + 0,5p
Nye tiltak knyttet til vannkilde og nedslagsfelt – Grunnvann Maksimal log-kreditt for tiltak knyttet til ulike grunnvannskilder (se tabell 2.5 og 2.6), inkludert Maksimal log-kreditt for overvåkningstiltak av råvannet (se tabell 2.7)	2,0b + 2,0v + 1,25p 0,75b + 0,75v + 0,5p
Nye tiltak knyttet til vannkilde og nedslagsfelt – Elver og bekker Maksimal log-kreditt, kun knyttet til overvåkning av råvannskvalitet (se tabell 2.7) – forutsetter automatisk avstengning av råvannstilførsel fra aktuell kilde ved overskridelse av grenseverdi	0,75b + 0,75v + 0,5p
Vannbehandlingstiltak før slutt-desinfeksjon²⁾ Maksimal log-kreditt for individuelle, uavhengige vannbehandlingstrinn i vannbehandlingen (se tabell 2.8) (før fratrekk for brister i driftsovervåking, se tabell 2.9)	3,0b³⁾ + 3,0v³⁾ + 3,0p
Maksimal inaktiveringsgrad i slutt-desinfeksjonen⁴⁾ (før fratrekk for sikkerhetsbrister, se tabell 3.7 og 3.10) Kjemiske desinfeksjonsmetoder, se avsnitt 3.8 UV-desinfeksjon, se avsnitt 3.9 (tabell 3.9 og 3.10) Dose 40 mJ/cm ² (biodosimetrisk bestemt) Dose 30 mJ/cm ² (biodosimetrisk bestemt) Dose 25 mJ/cm ² (biodosimetrisk bestemt)	4,0b + 4,0v + 3,0p 4,0b + 3,5v + 4,0p 4,0b + 3,5v + 4,0p 3,5b + 3,0v + 3,5p 3,0b + 2,5v + 3,0p

- 1) For eksisterende anlegg skal summen av angitt log-kreditt for eksisterende og nye tiltak (inkludert overvåkingstiltak) ikke settes høyere enn angitt maksimalverdi
- 2) Man kan summere log-kredittene for individuelle, uavhengige trinn i vannbehandlingen, dersom man har flere i serie og totalt kommer opp i høyere log-kreditt i vannbehandlingen enn det som er angitt for individuelle behandlingstrinn
- 3) Dersom en kjemisk oksidasjonsmetode (f.eks. ozonering) inngår som uavhengig behandlingstrinn kan maksimal log-kreditt bli:
4,0b + 4,0v + 3,0p
- 4) Ved analyse av nye barriere tiltak for eksisterende anlegg, som er godkjent med en **gjennomsnittsdose** på 30 mJ/cm², skal den maksimale log-kreditt for det eksisterende UV-anlegget settes lik 3,0b + 2,5v + 3,0p.

Det presiseres at vannverkseier må evaluere effekten av de tiltak som settes inn i vannkilde og nedslagsfelt og korrigere den log-kreditt som gis i henhold til de effekter som kan observeres, etter hvert som tiden går.

2.4.3.1. Log-kreditt for barrieretiltak knyttet til innsjøer og deres nedslagsfelt

I tabell 2.4 er angitt log-kreditt for fysiske og restriktive tiltak i vannkilde og nedslagsfelt, når innsjøer er vannkilde.

Tabell 2.4 Log-kreditt for nye fysiske og restriktive tiltak i innsjøer med nedslagsfelt¹⁾

Kategori av barriere tiltak	Detaljer av tiltak	Log-kreditt
Reduksjon av forurensnings-tilførsel til kilden	Sanering av alle avløpsutslipp direkte til kilden og til bekker og elver som leder direkte til kilden	$0,75b + 0,75v + 0,5p$
	Innføring av lukkede avløpssystemer (lukket tank) for alle utslipp i nedslagsfeltet eller bortledning av avløpsvann fra nedslagsfeltet	$0,5b + 0,5v + 0,25p$
	Oppsetting av stengsel for å hindre at beitedyr og hunder kommer i direkte kontakt med kilden samt oppsetting av avfallskontainere (inkludert containere for hundeavføring) i nedslagsfeltet	$0,25b + 0,25v + 0,15p$
Restriksjoner på aktivitet i vannkilde og nedslagsfelt	Innføre forbud (evt. restriksjoner) mot beitedyr i nedslagsfeltet	$0,75b + 0,75v + 0,5p$
	Innføre forbud mot potensielt forurensende aktiviteter i nedslagsfeltet, f.eks. bolighus, hytter, motorferdsel etc.	$0,25b + 0,25v + 0,15p$
	Innføre forbud (evt. restriksjoner) mot bruk av vannkilden til båtsport, bading og annen aktivitet, f.eks. motorferdsel	$0,25b + 0,25v + 0,15p$
Tiltak knyttet til inntak	Senkning av råvannsinntak til et dyp som sikrer at sprangsjiktet ikke når ned til inntaket bortsett fra i sirkulasjonsperiodene	$0,5b + 0,5v + 0,25p$
	Flytting av råvannsinntak slik at det kan dokumenteres gjennom hydrauliske studier at tilførsler av avløpsvann og avføring fra beitedyr via elver og bekker påvirker inntaket i ubetydelig grad	$0,25b + 0,25v + 0,15p$
Absolutt maksimal summert log-kreditt for tiltak i vannkilde og nedslagsfelt		$2,0b + 2,0v + 1,25p$

1) Innen hver hovedkategori av tiltak kan man maksimalt gi den log-kreditt som det mest omfattende tiltak gir.

Ved flere kategorier av tiltak, kan man summere log-kreditter fra hver kategori, men summen av kreditt for tiltak i kilde og nedslagsfelt (inkludert overvåkningstiltak) for nye anlegg skal aldri settes høyere enn $2,0b + 2,0v + 1,25p$. For eksisterende anlegg skal summen av angitt log-kreditt for eksisterende og nye tiltak (inkludert overvåkningstiltak) ikke settes høyere enn $2,0b + 2,0v + 1,25p$.

2.4.3.2. Log-kreditt for tiltak knyttet til grunnvann og grunnvannsbrønnens influensområde

Normalt vil man, ved etableringen av et grunnvannsanlegg, sette inn tiltak for beskyttelse av grunnvannet som tas ut i en brønn. Dette vil i så fall avspeiles gjennom kartleggingen av den historiske, hygieniske vannkvalitet som ligger til grunn for bestemmelsen av kvalitetsnivå. Log-kreditt kan først og fremst gis for tiltak i grunnvannsbrønnens influensområde. Når det gjelder fjellbrønners utforming er det avdekket så mange uheldige forhold med dagens brønner, at det også kan gis log-kreditt for tiltak som gjøres for å forbedre selve brønnens utforming. Det er vanlig å dele beskyttelsessonen rundt en grunnvannskilde som følger:

- Sone 0: Brønnsonen. Område med utstrekning på 10-30 meter fra brønnpunktet for å beskytte de tekniske installasjoner og selve brønnpunktet
- Sone 1: Det nære tilsigsområde. Område hvor grunnvannet drenerer til brønnen. Vann i grunnvannssonen ved yttergrensen må bruke minimum 60 døgn fram til brønn under full pumpebelastning
- Sone 2: Det fjerne tilsigsområdet. Området utenfor 60 døgnsone som har mulighet til å nå brønnen og dermed påvirke vannkvaliteten
- Sone 3: Sikringssonen. Arealer som kanskje kan være en del av influensområdet og som kan tenkes å influere på vannets kvalitet

Log-kreditt for barrieretiltak knyttet til grunnvannskilder er gitt i tabell 2.5.

Tabell 2.5 Log-kreditt for nye barrieretiltak knyttet til grunnvannskilder ¹⁾

Tiltak i sone	Detaljerings av tiltak- som ikke allerede er gjennomførte da kvalitetsnivået ble bestemt	Maks. log-kreditt
Sone 0 Brønnsone	Inngjerding og avlåsning av brønnsone	0,25b + 0,25v + 0,25p
Sone 1 Det nære tilsigsområdet (For grunnvann i fjell strekker sone 1 seg til 100 m fra den ytre grense av sone 0)	Innføre forbud mot alle former for kloakkutslipp til grunnen, herunder bruk av infiltrasjonsanlegg, spredning av kloakkslam etc.	0,75b + 0,75v + 0,5p
	Innføre forbud mot alle former for jordbruksdrift i sonen, herunder grasproduksjon, gjødsling, bruk av plantevernmidler og bruk av sonen (eller deler av denne) som beitemark for husdyr	0,5b + 0,5v + 0,25p
	Innføre forbud mot potensielt forurensende aktiviteter i nedslagsfeltet, f.eks. bolighus, hytter, motorferdsel etc. og alle former for deponier	0,25b + 0,25v + 0,15p
Sone 2 Det fjerne tilsigsområdet (For grunnvann i fjell strekker sone 2 seg til 100 m fra den ytre grense av sone 1)	Innføre forbud mot alle former for kloakkutslipp til grunnen, herunder bruk av infiltrasjonsanlegg, spredning av kloakkslam etc.	0,5b + 0,5v + 0,25p
	Innføre forbud mot alle former for jordbruksdrift i sonen, herunder grasproduksjon, gjødsling, bruk av plantevernmidler og bruk av sonen (eller deler av denne) som beitemark for husdyr	0,25b + 0,25v + 0,15p
	Innføre forbud mot potensielt forurensende aktiviteter i nedslagsfeltet, f.eks. bolighus, hytter, motorferdsel etc. og alle former for deponier	0,25b + 0,25v + 0,15p
Utbedring av brønnutforming	Beskyttelse av brønn med brønnhus med tett gulv og tetting rundt brønnrør	0,5b + 0,5v + 0,25p
	For grunnvann i fjell: Etablering av fullstendig tetting mellom foringsrør og fjell	0,25b + 0,25v + 0,15p
	Heving av brønnrør til minst 40 cm over bakkenivå samt tett lokk	0,25b + 0,25v + 0,15p
Absolutt maksimal summert log-kreditt for tiltak knyttet til løsmassebrønner		2,0b + 2,0v + 1,25p

1) Innen hver hovedkategori av tiltak kan man maksimalt gi den log-kreditt som det mest omfattende tiltak gir.

Ved flere kategorier av tiltak, kan man summere log-kreditter fra hvert tiltak, men summen av kreditt for tiltak knyttet til grunnvannskilder skal aldri settes høyere enn 2,0b + 2,0v + 1,25p. For eksisterende anlegg skal summen av angitt log-kreditt for eksisterende og nye tiltak (inkludert overvåkingstiltak) ikke settes høyere enn 2,0b + 2,0v + 1,25p.

Kunstig grunnvannsinfiltrasjon

Når det gjelder planlegging av et vannverk basert på kunstig grunnvannsinfiltrasjon, kan man ta utgangspunkt i den overflatevannkilden som brukes og så gi log-kreditt for den kunstige grunnvannsinfiltrasjonen (som et tiltak for å bedre den hygieniske kvaliteten).

Alternativt kan man ta utgangspunkt i den råvannskvaliteten man har etter grunnvannsuttaget. I det siste tilfellet behandles kilden som grunnvann i løsmasser.

Dersom man tar utgangspunkt i råvannskvaliteten for overflatevannet, kan det gis følgende log-kreditt for kunstig grunnvannsinfiltrasjon, se tabell 2.6. Det forutsettes at oppholdstiden i mettet og umettet sone kan sannsynliggjøres ved hydrogeologiske undersøkelser.

Tabell 2.6 Log-kreditt for vannkvalitetsforbedring gjennom kunstig infiltrasjon av overflatevann (basseng- eller elvebankinfiltrasjon)

Det infiltrerte vannets oppholdstid i mettet og umettet sone	Maksimal log-kreditt
> 60 døgn	3,0b + 2,5v + 3,0p
30 - 60 døgn	2,5b + 2,0v + 2,5p
15 - 30 døgn	2,0b + 1,5v + 2,0p
3 - 15 døgn	1,5b + 1,0v + 1,5p

Det forutsettes at oppholdstiden i mettet og umettet sone kan sannsynliggjøres ved hydrogeologiske undersøkelser. Vann fra kunstig grunnvannsinfiltrasjon med mindre enn 3 døgn oppholdstid i grunnen regnes ikke som grunnvann, men som overflatevann (innsjø eller elv/bekk - avhengig av hvor overflatevannet som infiltreres stammer fra).

2.4.3.3. Log-kreditt for overvåking av råvannskvalitet i kilden

Mange vannverk har dårlig overvåking av råvannskvaliteten. Hovedinnsatsen er lagt på nettkontroll. Dersom man legger opp til en forbedret overvåking av råvannskvaliteten til vannverket, gir dette bedre sikkerhet som det kan gis log-kreditt for ettersom vannverket da får en bedre beredskap.

En tett oppfølging av den hygieniske råvannskvaliteten vil, i seg selv, bidra til at beredskapen blir bedre, ettersom man raskere vil kunne oppdage avvik, samt at man danner seg et bedre bilde av hvordan vannkilden reagerer på ulike situasjoner (nedbør etc.). Når avvik som overvåkingen avdekker, dessuten er koplet til tiltak som reduserer faren for at de hygieniske barrierer minsker, for eksempel automatisk eller manuell avstengning av tilførselen til vannverket fra den aktuelle kilden, bør det gis ekstra log-kreditt. Tabell 2.7 angir log-kreditt for ulike tiltak knyttet til forbedret overvåking av råvannskvalitet.

Tabell 2.7 Log-kreditt for nye, forbedrede tiltak for overvåking av råvannskvalitet¹⁾

Kategori av tiltak	Barrieretiltak	Log-kreditt
Øket prøvetakings frekvens	Innføring av utvidet mikrobiell analyse i råvann ▪ minst som angitt for risikobasert prøveprogram ▪ minst som angitt for nettkontroll	0,50b + 0,50v + 0,25p 0,25b + 0,25v + 0,15 p
On-line måling av Råvannskvalitet	Innføring av on-line måling av råvannskvalitet (turbiditet, mikrobiell aktivitet eller andre parametere som er egnet til å overvåke mikrobiell kvalitet på råvannet) for, ved overskridelse av grenseverdi (set-punkt), være i stand til å: ▪ automatisk stenge av råvannstilførsel ▪ manuelt stenge av råvannstilførsel ▪ bytte vannkilde	0,50b + 0,50v + 0,25p 0,25b + 0,25v + 0,15p 0,25b + 0,25v + 0,15p
Absolutt maksimal summert log-kreditt for nye tiltak knyttet til overvåking av råvannskvalitet		0,75b + 0,75v + 0,50p

1) Innen hver hovedkategori av tiltak kan man maksimalt gi den log-kreditt som det mest omfattende tiltak gir.

Ved analyse av nye systemer, skal log-kreditten aldri settes høyere enn 0,75b + 0,75v + 0,50p. For eksisterende anlegg skal summen av angitt log-kreditt for eksisterende og nye tiltak (inkludert overvåkingstiltak) ikke settes høyere enn 0,75b + 0,75v + 0,50p.

2.4.3.4. Log-kreditt for vannbehandling utover sluttdeinfeksjon

I tabell 2.8 er det angitt hvilken log-kreditt man kan få for ulike vannbehandlingsprosesser som fjerner mikroorganismer som partikler.

Tabell 2.8 Bestemmelse av log-kreditt for partikkelseparasjon i vannbehandlingsanlegg

Vannbehandlingsmetode	Log-kreditt
Hurtigsandfiltrering uten koagulering (filterhastighet < 7,5 m/h) ¹⁾	0,5b + 0,25v + 0,5p
Membran (MF) filtrering ²⁾	2,0b + 1,0v + 2,0p
Membran (UF) filtrering ³⁾	2,5b + 2,0v + 2,5p
Membran (NF) filtrering ⁴⁾	3,0b + 3,0v + 3,0p
Langsomsandfiltrering (filterhastighet < 0,5 m/h)	2,0b + 2,0v + 2,0p
Koagulering/direktefiltrering (mediafilter) ⁵⁾	2,25b + 1,5v + 2,25p
Koagulering/direktefiltrering (mediafilter) ⁶⁾	2,5b + 2,0v + 2,5p
Koagulering + sedimentering (evt. flotasjon) + filtrering ⁵⁾	2,5b + 1,75v + 2,5p
Koagulering + sedimentering (evt. flotasjon) + filtrering ⁶⁾	2,75b + 2,25v + 2,75p
Koagulering/membran (MF) filtrering ⁶⁾	3,0b + 2,5v + 3,0p
Koagulering/membran (UF) filtrering ⁶⁾	3,0b + 3,0v + 3,0p

1) Gjelder også biofiltre, ionebytter-filtre, aktivert kull filtre og marmor-filtre

2) Forutsatt nominell poreåpning på membran < 100 nm

3) Forutsatt nominell poreåpning på membran < 40 nm

4) Forutsatt nominell poreåpning på membran < 5 nm

5) Forutsatt turbiditet i produsert vann < 0,2 NTU (sanntids måling)

6) Forutsatt at tilstrekkelig koagulant-dosering og god overvåking slik at turbiditet i produsert vann < 0,1 NTU (sanntids måling)

Det er i tabell 2.8 tatt med metoder basert på sandfiltrering (med og uten koagulering) og membranfiltrering (med og uten koagulering). Filtreringsmetoder som i hovedsak er benyttet for andre formål enn partikkelfjerning (for eksempel ionebytte-filtrering, aktivkull-filtrering og marmor-filtrering) gir beskjeden fjerning av mikroorganismer. Det er her forutsatt samme log-kreditt som hurtigsandfiltrering (forutsatt filterhastighet < 7,5 m/h).

Koagulering/filtrering (evt. med mellomliggende sedimentering/flotasjon) er en rimelig god barriere. Log-reduksjonen for virus er satt noe lavere enn den for bakterier og parasitter. Om man benytter forhøyede doser samt pH-kontroll, som sikrer en stabil lav turbiditet ($<0,1$ NTU) og en høy fjerning av humus (> 70 % fargefjerning) slik et godt drevet humusfjerningsanlegg vil kunne oppnå, kan log-kreditt settes noe høyere enn ellers.

Membranfiltrering gir ved optimal drift en sikker separasjon av alle organismegrupper forutsatt at membranene er intakte. Man vil vanligvis oppleve en høyere barriereeffekt enn den som er nedfelt i tabell 2.8, men skal av grunner som er angitt, ikke regne med høyere verdier enn det som er angitt. Dersom membranen er skadet, vil membranfiltrering ikke gi en sikker barriere.

I Norsk Vann rapport 160/2008 (Driftserfaringer med membranfiltrering) er ulike metoder for kontroll av membran-anleggets funksjonalitet mht. barrierevirkning diskutert. Et sentralt punkt er at membrananlegget bør inkludere en indikator for funksjonalitet mht. barrierevirkning.

I anlegg basert på ozonering/biofiltrering er det ozoneringen som gir den primære inaktiveringen, mens bidraget fra biofilteret er lite. For denne metoden beregnes log-kreditten for ozoneringssteget ut fra den aktuelle Ct-verdi (se kapittel 3), mens biofiltreringstegets log-kreditt tas fra tabell 2.8. Ved så høye doser som benyttes for humusfjerning ($1\text{--}1,5$ mg O_3 /mg $TOC_{\text{råvann}}$), vil beregnet log reduksjon av bakterier og virus samt *Giardia* kunne bli høy (> 3 log), men lavere for *Cryptosporidium* (< 2 log).

2.4.3.5. Fratrekk i log-kreditt for manglende overvåkningstiltak i vannbehandlingsanlegget

Log kredittene som er angitt for vannbehandlingsanlegg med god partikkelseparasjon i tabell 2.8 forutsetter at anlegget drives med overvåking av vannkvaliteten i behandlet vann for å redusere risiko for uventede driftssituasjoner, f.eks. gjennombrudd i filte, bortfall eller for lav dosering av koagulant, strømbrudd etc. Dersom man mangler risiko-reducerende driftsovervåkingsutstyr, skal log kredittene i tabell 2.8 reduseres i henhold til tabell 2.9.

Eksempel

Et koagulering/direktefiltreringsanlegg blir slik drevet at det klarer $< 0,1$ NTU på filtrert vann. Dette gir (fra tabell 2.8) en log-kreditt på $2,5b + 2,0v + 2,5p$. Anlegget har følgende overvåkningstiltak installert:

- Ingen overvåkning av råvannet (dvs. ingen log-kreditt fra tabell 2.7)
- Turbiditetsmålere er installert på utløpet av hvert filter. Når turbiditeten overgår $0,2$ NTU, går en alarm og driftsoperatørene vil så snart det er mulig å gjøre korreksjoner i prosessbetingelser (pH, dose etc.) manuelt slik at $0,1$ NTU i utløpsturbiditet blir gjenopprettet i filtrert vann. Det er ingen automatisk avstenging av råvannstilførsel.
- Anlegget er utstyrt med reserveaggregat som starter automatisk ved bortfall av strømtilførsel

I dette tilfellet, vil den endelige log-kreditt for vannbehandlingsanlegget bli:

Log-kreditt basert på typen av partikkelseparasjonsprosess: $2,5b + 2,0v + 2,5p$

Fratrekk på grunn av:

- Manglende overvåkning av behandlet vann (20 %): $0,5b + 0,4v + 0,5p$

- Overvåkning av strømtilførsel: $0,0b + 0,0v + 0,0p$

Endelig log-kreditt for vannbehandling: $2,0b + 1,6v + 2,0p$

Tabell 2.9 Prosentuelt fratrekk i log-kreditt gitt for vannbehandling (tabell 2.8) for manglende driftsovervåkingstiltak

Kategori av barrieretiltak	Manglende driftsovervåkingstiltak	Prosentuelt fratrekk i log-kreditt
On-line overvåking av vannkvaliteten i behandlet vann med oppfølgingstiltak ved overskridelse av grenseverdi ¹⁾	Dersom on-line overvåking av behandlet vann mht. turbiditet, farge eller annen parameter som er egnet til å overvåke om det aktuelle tiltaket fungerer etter hensikten;	
	▪ mangler	40%
	▪ er til stede og aktiverer en alarm ved overskridelse av satt grenseverdi – som leder til manuell korreksjon av prosessbetingelsene (f.eks. justering av pH, koagulant-dose etc.) slik at normal drift gjenopprettes	20%
	▪ er til stede og aktiverer en alarm ved overskridelse av satt grenseverdi – som leder til manuell avstengning av råvannstilførsel inntil årsaken til den unormale målingen er funnet og normal drift er gjenopprettet	10 %
Kontinuerlig overvåking av strømtilførsel med oppfølgingstiltak ved bortfall av strømtilførsel	▪ er til stede og aktiverer en alarm ved overskridelse av satt grenseverdi – som leder til automatisk avstengning av råvannstilførsel inntil årsaken til den unormale målingen er funnet og normale drift er gjenopprettet	0 %
	Dersom kontinuerlig overvåking av strømtilførsel samt overføring til strømdatasentral:	
	▪ mangler	40 %
	▪ er til stede og aktiverer en alarm ved bortfall av strøm, som leder til manuell avstengning av råvannstilførsel inntil normal strømforsyning er gjenopprettet	20 %
	▪ er til stede og aktiverer en alarm ved bortfall av strøm, som leder til automatisk avstengning av råvannstilførsel inntil normal strømforsyning er gjenopprettet	0%
	▪ er til stede og aktiverer manuell igangsetting av reserve aggregat og/eller UPS ved bortfall av strøm	20%
	▪ er til stede og aktiverer automatisk igangsetting av reserve aggregat og/eller UPS ved bortfall av strøm	0%

1) Grenseverdiene må fastsettes for den relevante parameter i hvert enkelt tilfelle

2.4.4. Bestemmelse av nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen

Når man har bestemt nødvendig barrierehøyde for vannverket totalt, og den log-kreditt man kan få som et resultat av tiltak knyttet til vannkilde og nedslagsfelt og til vannbehandling utover sluttdeinfeksjonen, kan man finne ut hvilken log-reduksjon sluttdeinfeksjonen må klare av ved å subtrahere log-kreditten fra barrierehøyden (se figur 2.4).

Figur 2.4 Bestemmelse av nødvendig inaktiveringsgrad i sluttdeinfeksjonen

Nødvendig barriere høyde	$x_1b + y_1v + z_1p$
Barrierer i nedslagsfelt og vannkilde	$x_2b + y_2v + z_2p$
Barrierer i vannbehandlingen (før sluttdeinfeksjon)	$x_3b + y_3v + z_3p$
Nødvendige barrierer (log-red.) i sluttdeinfeksjonen	$x_1 - (x_2 + x_3)b + [y_1 - (y_2 + y_3)]v + [z_1 - (z_2 + z_3)]p$

3. Beregningsmetoder for desinfeksjon

I dette kapittelet gjennomgås et sett av beregningsmetoder som kan brukes både ved planlegging, dimensjonering og drift av desinfeksjonsanlegg:

- 1) I dimensjonerings situasjonen kan verktøyene brukes for å bestemme nødvendig dose samt utforming av kontakttank for å oppnå den inaktiveringsgrad som gjennomgang av prosedyren viser at det er behov for
- 2) I driftssituasjonen kan verktøyene brukes for å kontrollere at dosen er tilstrekkelig til å oppnå den inaktiveringsgrad som gjennomgang av prosedyren viser at det er behov for

I det følgende refereres disse beregnings- og testmetodene til som «verktøykassa».

3.1. Grunnlag for dimensjonering og drift

Det er særlig tre forhold som danner grunnlaget for dimensjonering og drift, nemlig:

- Vannmengde (dimensjonerende vannmengde ved dimensjonering)
- Vannsammensetning (vannkvalitet) og temperatur
- Ct-verdier for inaktivering av ulike mikroorganismer

3.1.1. Dimensjonerende vannmengde

Dimensjonerende vannmengde settes lik maksimal produksjonsvannmengde på timebasis, dvs Q_{makstime} . Denne definisjonen må selvsagt ta hensyn til maksimalt pumpepådrag slik at Q_{makstime} der vannet pumpes inn, må settes lik timevannføringen ved maks pumpepådrag.

3.1.2. Sammensetning og temperatur på vannet som skal desinfiseres

Det er flere parametere som kan ha betydning, men det er tre særlig viktige fordi de har innflytelse på inaktiverings-effektiviteten, nemlig:

- innholdet av organisk stoff (representert med TOC eller fargetall)
- turbiditet
- pH

Som dimensjonerende verdi for fargetall og turbiditet skal man benytte den dårligste vannkvalitet man kan forvente inn på desinfeksjonssteget, dvs. høyest registrerte fargetall/ turbiditet inn på desinfeksjonssteget i løpet av de siste tre år. Man må vurdere dataene for å fastslå om det er rimelig at høyeste fargetall er sammenfallende med høyeste turbiditet, men i mange anlegg er det faktisk slik og da må man ta hensyn til denne situasjonen ved dimensjoneringen. For anlegg som planlegger fargetallsreduksjon før desinfeksjonssteget, bør man ikke dimensjonere for et fargetall som er lavere enn 10 mg Pt/l. Avgjørende her er nemlig ikke fargetallet som sådant, men det initiale forbruk av desinfeksjonsmiddel som er avhengig av fargetallet. Derfor bør man i slike tilfeller tilpasse selve doseringsutrustningen til fargetallet i råvannet slik at dosen kan økes til et tilfredsstillende nivå i tilfelle midlertidig bortfall av fargefjerningssteget, selv om desinfeksjonssteget for øvrig er dimensjonert for et lavere fargetall.

Når det gjelder UV-desinfeksjon er forholdene noe annerledes siden et midlertidig bortfall av fargefjerningssteget også vil kunne «slå ut» UV-anlegget slik at begge barrierene svikter. Det blir tatt hensyn til denne problemstillingen ved at det skal gis en reduksjon i log-kreditt dersom UV-transmisjonen i råvannet kan bli lavere enn det anlegget er dimensjonert for (se avsnitt 3.9.2). Her må det imidlertid utøves skjønn.

Dimensjonerende pH er den pH som desinfeksjonen er forutsatt å foregå ved. Det er spesielt ved klorering at pH har stor betydning.

Dimensjonerende temperatur gjøres avhengig av kilde og settes lik:

- 0,5 °C for bekker og elver
- 4 °C for innsjøer og grunnvann

Dette er ment som basisverdier når man ikke har noe bedre grunnlag. Man kan fravike disse verdiene dersom man kan fremlegge god dokumentasjon på at andre verdier er riktigere å bruke. For vindutsatte innsjøer kan temperaturen på 50 m dyp for eksempel falle til 2,5 – 3,0 °C.

I driftssituasjonen tar man selvsagt utgangspunkt i den temperatur man har. For vurdering av barriereeffekt foreslås det at man bruker 90-percentilen, dvs. den temperatur som overgås i 90 % av tiden (evt. av registrerte målinger). Dette fordi erfaring viser at ekstremtemperaturer kan forekomme i korte perioder.

3.2. Ct-verdier for inaktivering av ulike mikroorganismer

3.2.1. Generelt om Ct-begrepet

Ct-begrepet er forklart i vedlegg 1 (V1.3). Begrepet er utledet fra et teoretisk grunnlag som kopler inaktiveringsgrad (log reduksjon) til den konsentrasjon, C, av desinfeksjonsmiddel som mikroorganismen har vært utsatt for over en viss tid, t.

3.2.2. Dimensjonerende Ct-verdier

På grunnlag av arbeidet med Norsk Vann rapport 147/2006 samt nye data fra litteraturen (Guillot, E. and Loret, J-F., 2010), legges det her frem et forslag til dimensjonerende Ct-verdier som vil bli lagt til grunn i denne veiledningen, se tabell 3.1.

Tabell 3.1 Dimensjonerende Ct-verdi (mg·min/l) for inaktivering av bakterier, virus og parasitter

	Bakterier (3 log)		Virus (3 log)		Parasitter av gruppen <i>Giardia</i> (2 log)		Parasitter av gruppen <i>Cryptosporidium</i> (2 log)	
	4°C	0,5 °C	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C
Klor								
pH < 7	1,0	1,5	4,0	6,0	75	100	i.a.	i.a.
pH 7 - 8	1,5	2,0	6,0	9,0	100	150	i.a.	i.a.
pH > 8	2,0	3,0	8,0	12,0	175	250	i.a.	i.a.
Kloramin	100	200	1500	2000	1750	2500	i.a.	i.a.
Klordioksid	1,0	1,5	10	15	20	30	>100	>150
Ozon	0,5	0,75	1,0	1,4	1,5	2,0	30	45

i.a. – ikke angitt. Ct-verdien er så høy at den er uinteressant for alle praktiske formål

Vi ser at det er tatt hensyn til dimensjonerende temperatur for de aktuelle vannkilder. Det er også tatt hensyn til pH for klor. I realiteten vil Ct-verdier over 100 kreve så høye doseringer (evt. så lange oppholdstider) at de for alle praktiske formål er uinteressante.

Ettersom det er direkte sammenheng mellom Ct og log inaktiveringsgrad (log IA), kan man beregne hvilken grad av inaktivering (n_{beregnet}) man vil ha ved en bestemt beregnet Ct-verdi, når nødvendig Ct er gitt fra tabell 3.1, som følger:

$$n_{\text{beregnet}} / Ct_{\text{beregnet}} = n_{\text{nødvendig}} / Ct_{\text{nødvendig}}$$

Eksempel:

Finn log-reduksjonen for virus som kan forventes ved desinfeksjon med ozon dersom Ct-verdien er beregnet til å bli 0,8 (mg·min/l) ved 4 °C:

$$3 / 1,0 \cdot 0,8 = 2,4 \text{ log} - \text{ettersom } Ct_{\text{nødvendig}} = 1,0 \text{ for ozon ved } 4 \text{ °C for } n_{\text{log}} = 3 \text{ log reduksjon}$$

Likeledes kan man bestemme nødvendig Ct for en gitt nødvendig log reduksjon (n) når man kjenner nødvendig Ct ved en annen log reduksjon, ved formelen:

$$Ct_n = Ct_{(n-1)} \cdot (n/n-1) = Ct_{(n+1)} \cdot (n/n+1)$$

Det er derfor bare nødvendig å angi én $Ct_{\text{nødvendig}}$ for hver desinfeksjonssituasjon, og den er ved de dimensjonerende temperaturer, hhv 0,5 °C (elver og bekker) og 4°C (innsjøer) i tabell 3.1 oppgitt for 3 log reduksjoner for bakterier og virus og 2 log reduksjoner for parasitter (dvs. det som i drikkevannsforskriftens veiledning er definert som én hygienisk barriere ved vannbehandling).

3.3. Bestemmelse av Ct-verdi

Ved bestemmelse av Ct-verdi må man bestemme både den C og den t som skal legges til grunn. Ingen av disse er gitte verdier fordi:

- a) C varierer over tiden som følge av forbruk
- b) t er avhengig av volumet i reaktoren og blandingsforholdene (som igjen er avhengig av utforming, kammeroppdeling osv.).

Det brukes flere benevelser på den reaktoren der desinfeksjonsmiddel bringes i kontakt med vannet over en viss tid. Ved klorering er det vanligste å kalle denne reaktoren for kontakttanken. Denne kan bestå av ett eller flere basseng (kontakttanksegment) i selve anlegget og også av forsyningsledningen fram til første forbruker.

3.3.1. Bestemmelse av t i Ct-beregningen

I kontakttanker av ulik form vil det være ulik grad av omblending og de ulike vannelementene vil ha ulik oppholdstid i kontakttanken. For å bestemme den t som skal benyttes i Ct-beregningen, skal man benytte den effektive oppholdstiden, t_{eff} som bestemmes ved følgende ligning:

$$t_{\text{eff}} = (V/Q) \cdot F_h \cdot F_s$$

t_{eff} = effektiv oppholdstid (min)

V = volumet av kontakttanken (m^3)

Q = dimensjonerende vannmengde (m^3/min)

T = V/Q = teoretisk oppholdstid = V/Q (min)

F_h = hydraulisk faktor

F_s = serie faktor

Verdiene for hydraulisk faktor og serie faktor er gitt i tabell 3.2. Tiden t_{10} er den tid der 10 % av en tilsatt tracer har passert reaktoren, mens 90 % fortsatt er gjenværende og tiden t_m er den tid da 50 % har passert. Det betyr altså at begrepene egentlig er knyttet en tracer-undersøkelse. I en driftssituasjon vil det være svært nyttig å gjøre tracer-undersøkelser for å bestemme den faktiske t_{10} ved aktuelle hydrauliske belastninger. I en dimensjonerings-situasjon må man imidlertid gjøre visse antagelser for å fastlegge den t_{10} og dermed hydraulisk faktor, som skal brukes i Ct-beregningen (se tabell 3.2). Det er åpenbart at jo større grad av stempelstrøm man har, jo høyere er hydraulisk faktor. Det ideelle er å ha fullstendig stempelstrøm. Ved å dele kontakttanken inn i flere kammer i serie, kan man nærme seg ideell stempelstrøm. Det er årsaken til at man har introdusert en seriefaktor i ligningen for t_{eff} . Verdiene for seriefaktor er gitt i tabell 3.2

Ved beregning av nedbrytningskonstanter og konsentrasjoner (k , IF , C_i og C_{ut}) (se avsnitt 3.4.2 og avsnitt 3.7.2-3.7.3) skal man ved beregning av effektiv oppholdstid, t_{eff} ta utgangspunkt i hydraulisk faktor t_m/T i stedet for t_{10}/T (se tabell 3.2). Forskjellen kommer bare til syne ved anlegg med liten grad av stempelstrømning.

Tabell 3.2 Veiledende verdier for hydraulisk faktor

Omblappings-forhold (grad av stempelstrøm i hvert kammer)	Hydraulisk faktor, $F_h^{1,2}$		Beskrivelse av hvert kammer i kontakttanken	Seriefaktor, F_s^3 Kammer i serie		
	$t_{10}/T^{1)}$	$t_m/T^{2)}$		1	2	3
Ingen (ideell blanding)	0,1	0,3	Ingen skjermer, full omblending, høy inn- og utløps-hastighet, lavt lengde/bredde forhold	1,0	2,0	2,5
Dårlig	0,3	0,4	Ingen skjermer, single eller multiple innløp og utløp	1,0	1,8	2,0
Middels	0,5	0,5	Skjermet innløp eller utløp, noe skjerming i selve bassenget	1,0	1,5	1,8
Ganske bra	0,7	0,7	Skjermet innløp og utløp, ledevegger i bassenget. Høyt lengde/bredde forhold	1,0	1,3	1,4
Svært bra	0,9	0,9	Skjermet innløp og utløp, ledevegger i bassenget. Svært høyt lengde/bredde forhold	1,0	1,1	1,1
Perfekt	1,0	1,0	Rørstrømning	1,0	1,0	1,0

1) Benyttes ved Ct-beregning (se avsnitt 3.4.3 og 3.7.4)

2) Benyttes ved beregning av k , C_i og C_{ut} (se avsnitt 3.4.2 og 3.7.2-3.7.3)

Eksempel:

Dersom man har 3 like store basseng i serie, hvert med teoretisk oppholdstid $T = 10$ min (dvs. total teoretisk oppholdstid = 30 min) og hvert av kamrene har dårlig stempelstrømning (ingen spesielle tiltak gjort for å oppnå stempelstrøm), dvs. hydraulisk faktor på 0,3, blir den effektive oppholdstid for hele systemet:

$$t_{\text{eff}} = 0,3 \cdot 2,0 \cdot 30 \text{ min} = 18 \text{ min}$$

For kontakttanker for ozon utformet som kolonner (dvs. rørformede reaktorer med vertikalstrømning) som ofte brukes på mindre ozonanlegg, passer imidlertid ikke tabell 3.2 så godt. Vi foreslår derfor en tilleggs-tabell til tabell 3.2 (tabell 3.3), som er bedre tilpasset for bruk ved beregning av høye, slanke kontaktkolonner. Dersom ozon kontakt-tanker er utformet tilsvarende klor kontakttanker kan verdiene i tabell 3.2 benyttes.

I kontakttanker for ozon kan man bedre strømningsbildet vesentlig ved å benytte et pakningsmateriale i tanken. Dette vil også bedre overføringen av ozon vesentlig. I tabell 3.3 angis anbefalte hydrauliske faktorer (samt serie-faktorer) for ozon kontaktkolonner.

Tabell 3.3 Veiledende verdier for hydraulisk faktor for høye slanke ozon kontaktkolonner

Kontaktsystem	Hydraulisk faktor, $F_h^{1,2}$		Serie faktor, F_s Kolonner i serie		
	$t_{10}/T^{1)}$	$t_m/T^{2)}$	1	2	3
Åpne kolonner					
Med bobler til stede	0.5	0.55	1.0	1.5	1.8
Uten bobler til stede	0.7	0.75	1.0	1.3	1.4
Pakkede kolonner					
Med bobler til stede	0.85	0.85	1.0	1.1	1.1
Uten bobler til stede	0.95	0.95	1.0	1.0	1.0

1) Benyttes i beregningen av Ct (see avsnitt 3.7.4)

2) Benyttes i beregningen av k , C_i og C_{ut} (se avsnitt 3.7.2-3.7.3)

3.3.2. Bestemmelse av C i Ct-beregningen

Forløpet av konsentrasjonsendringen av desinfeksjonsmiddel er avhengig av hvilket desinfeksjonsmiddel vi betrakter. I det følgende skal vi derfor diskutere hver desinfeksjonsmåte for seg og herunder konsentrasjonsforløpet som påvirker hvordan nødvendig dose og Ct-verdi skal bestemmes.

3.4. Klor

Bruk av klor for desinfeksjon er nærmere beskrevet i avsnitt V1.4.1. i vedlegg 1.

3.4.1. Konsentrasjonsforløpet

Når klor tilsettes, vil det raskt skje et klorforbruk som skyldes oksidasjon av ulike oksidérbare stoffer i vannet. Dette bringer klorkonsentrasjonen ned til et nivå som vi kan kalle initialkonsentrasjonen (C_i) mht. desinfeksjon. Deretter skjer det en gradvis, relativt langsom reduksjon av klorkonsentrasjonen ned til det som registreres som restklorkonsentrasjonen etter en viss tid, se figur 3.1.

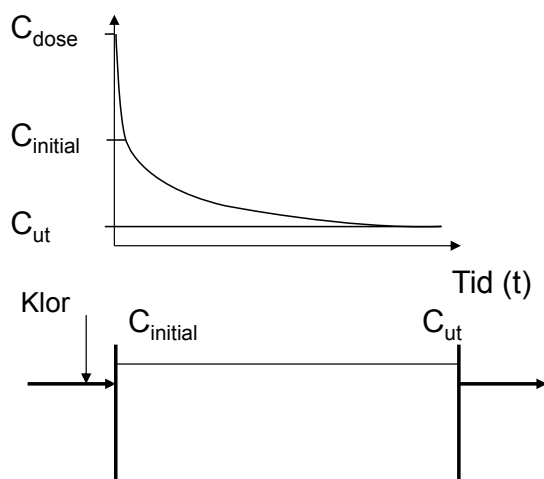
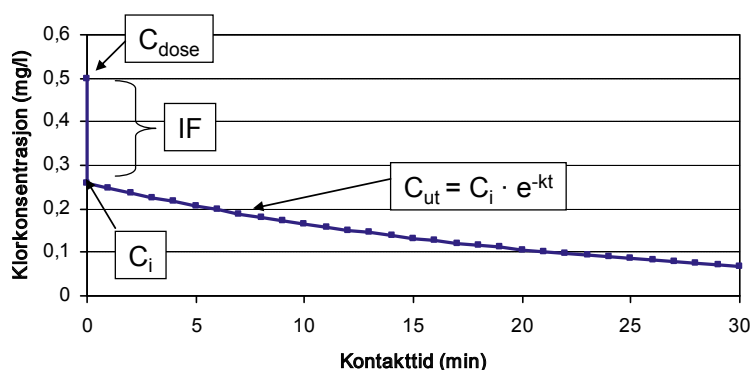


Fig 3.1 Skjematisk fremstilling av konsentrasjonsendringen ved klorering

Det raske oksidasjonsforbruket skjer så fort at det er vanskelig å få noen presis måling av det. Det forutsettes derfor at dette er momentant og at forløpet kan beskrives skjematisk som i figur 3.2.



Figur 3.2. Skjematisk fremstilling av initialforbruk og klor nedbrytning ved klorering som grunnlag for beregning av Ct

Det betyr at sammenhengen mellom dose (C_{dose}) og initialkonsentrasjon (C_i) kan beskrives med:

$$C_i = C_{dose} - IF$$

der IF er det raske klorforbruket rett etter dosering, som skyldes oksidasjonen av ulike lett oksidérbare forbindelser i vannet. Parameteren IF vil være en funksjon av vannkvalitet og den klordosen som benyttes.

Den gradvise reduksjonen i klorkonsentrasjonen over tid fra initialkonsentrasjonen (C_i) til utløps- eller restklorkonsentrasjonen (C_{ut}) kan tilnærmet beskrives som en 1. ordens nedbrytningsreaksjon, dvs.:

$$C_{ut} = C_i \cdot e^{-kt}$$

der t er oppholdstiden og k er nedbrytningskonstanten for klor, som vil være avhengig av vannkvaliteten og klordosen som benyttes.

Det betyr at C ikke vil være konstant, men vil være en variabel som vil være bestemt av nedbrytningsreaksjonen til klor og som vil gå fra C_i til C_{ut} . Det betyr også at Ct-verdien da vil være arealet under kurven for konsentrasjon mot tid for nedbrytningsreaksjonen (figur 3.2).

3.4.2. Initialforbruk og nedbrytningskonstant for klor

For å kunne gjennomføre beregninger (både dimensjoneringsberegninger og for å bestemme Ct-verdi) i et eksisterende anlegg trenger man verdier for initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstanten (k).

Det finnes flere alternative måter å bestemme IF og k på. I driftssituasjonen kan man med fordel bestemme IF og k gjennom målinger i anlegget. I dimensjonerings-situasjonen må man beregne verdiene basert på vannets sammensetning. I avsnitt 3.4.2.2 er angitt modeller for beregning av IF og k som kan brukes dersom man ikke har noe annet å holde seg til. I Norsk Vann rapport 169/2009 (Ødegaard et al, 2009) er det gitt anvisninger for hvordan vannverkseier eller planlegger selv kan utføre laboratorieforsøk for bestemmelse av IF og k på det aktuelle vannet.

3.4.2.1. Alternativ 1: Bestemmelse av IF og k ved målinger

I et eksisterende anlegg vil man normalt kjenne dosen (C_{dose}) og utløpskonsentrasjonen av klor fra klorkontaktbassenget (C_{ut}). Dersom det er mulig, kan man i tillegg måle klorkonsentrasjonen på et annet veldefinert sted i systemet og beregne nedbrytningskonstanten (k) basert på målt konsentrasjon fra disse to stedene. Et slikt målested kan for eksempel være innløpet til klorkontaktbassenget (C_{inn}).

Nedbrytningskonstanten k kan da bestemmes ved hjelp av ligningen:

$$k = - [\ln(C_{ut}/C_{inn})] / t$$

Deretter kan initialforbruket (IF) bestemmes ved hjelp av ligningen:

$$IF = C_{dose} - C_i = C_{dose} - [C_{ut} / e^{-k \cdot t}]$$

I begge ligningene baseres effektiv oppholdstid (t) på hydraulisk faktor t_m/T og eventuelt på seriefaktoren (ved flere bassenger i serie)(se tabell 3.2).

3.4.2.2. Alternativ 2: Bestemmelse av IF og k ved beregninger

En testprosedyre for egen bestemmelse av IF og k for klor er beskrevet i Norsk Vann rapport 169/2009 (Ødegaard et al, 2009).

Forsøk som ble gjennomført (i prosjektet Optimal desinfeksjonspraksis II) med vann av ulik sammensetning ga følgende modeller for initialforbruket, IF og k:

$$\begin{aligned} IF_{\text{klor}} &= 0,06 \cdot \text{TOC} + 0,36 \cdot C_{\text{dose}} + 0,08 \cdot (C_{\text{dose}} / \text{TOC}) - 0,12 \\ k_{\text{klor}} &= 0,013 \cdot \text{TOC} - 0,040 \cdot C_i - 0,010 \cdot C_i / \text{TOC} + 0,022 \end{aligned}$$

Modellen for IF ved dosering av klor er gyldig forutsatt:

- Klordose, $C_{\text{dose}} = 0,25 - 3,0 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$
- $\text{TOC} = 0,5 - 6,0 \text{ mg/l}$
- Beregnet $IF \leq C_{\text{dose}}$ (ved $IF > C_{\text{dose}}$ settes $IF = C_{\text{dose}}$)

Modellen for k ved dosering av klor er gyldig forutsatt:

- Initialkonsentrasjon, $C_i = 0,25 - 3,0 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$
- $\text{TOC} = 0,5 - 6,0 \text{ mg/l}$
- Beregnet $IF < C_{\text{dose}}$
- Beregnet $k > 0,005$

3.4.2.3 Alternativ 3: Bestemmelse av IF og k ved en kombinasjon av målinger og beregninger

Dersom man kun kjenner klordosen (C_{dose}) og utløpskonsentrasjonen (C_{ut}), anbefales det at man først bestemmer initialforbruket (IF) (se modell over) og deretter beregner initial-konsentrasjonen (C_i) ved hjelp av:

$$C_i = C_{\text{dose}} - IF$$

Så beregnes nedbrytningskonstanten (k) ved hjelp av:

$$k = - [\ln(C_{\text{ut}}/C_i)] / t$$

I et slikt tilfelle anbefales det å bestemme IF ved modellberegning og deretter å beregne k i stedet for å bestemme k med modell, fordi usikkerheten i modell for IF anses som mindre enn usikkerheten i modell for k.

Dersom man verken kjenner klordosen (C_{dose}) eller utløpskonsentrasjonen (C_{ut}), (den situasjon man normalt er i ved planlegging eller dimensjonering), kan både initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstanten (k) bestemmes fra modellene for IF og k.

Siden verdiene på IF og k er avhengig av klordosen, må det imidlertid da i utgangspunktet antas en dose ved bestemmelsen av IF og k. Hvis antatt dose ikke er i overensstemmelse med senere beregnet dose, må det antas en ny dose som gir nye verdier for IF og k, det vil si man må iterere inntil antatt dose er i overensstemmelse med beregnet dose (se veikart i vedlegg 2).

Et bedre alternativ til å benytte de verdiene for initialforbruk (IF) og nedbrytningskonstant (k) som er angitt over, er å bestemme disse i egne laboratorieforsøk på det aktuelle anlegget og med den aktuelle vannkvaliteten. Testprosedyre for egen bestemmelse av IF og k for klor er beskrevet i Norsk Vann rapport 169/2009 (Ødegaard et al, 2009).

3.4.3. Beregning av Ct

Ettersom Ct-verdien er gitt av arealet under konsentrasjonsforløpskurven, kan Ct-verdien finnes ved å integrere uttrykket for nedbrytningsreaksjonen med hensyn på tid. Tar man utgangspunkt i initialkonsentrasjonen blir uttrykket for Ct:

$$Ct = (C_i / k) (1 - e^{-k \cdot t})$$

Hvis man benytter utløpskonsentrasjonen (C_{ut}) som beregningsgrunnlag, blir uttrykket for Ct :

$$Ct = (C_{ut} / k) (e^{k \cdot t} - 1)$$

I begge ligningene baseres effektiv oppholdstid (t) på hydraulisk faktor t_m/T og eventuelt på seriefaktoren (ved flere bassenger i serie)(se tabell 3.2).

3.4.4. Praktisk anvendelse av verktøykassa – klor

De ligningene som er vist over, kan nå anvendes til ulike formål (se vedlegg 2), f.eks.:

- Beregning av nødvendig klordose ved dimensjonering av kloranlegg (vedlegg V2.2)
- Beregning og bruk av Ct i driftssituasjonen og ved dimensjonering (vedlegg V2.3)
 - Bruk av Ct for dokumentasjon i driftssituasjonen (vedlegg V2.3.1)
 - Bruk av Ct ved dimensjonering (vedlegg V2.3.2)
 - Dimensjonering av kapasitet på klordoseringsutstyr (vedlegg V2.3.3)

Detaljert gjennomgang av disse anvendelsene er vist steg for steg for steg i vedlegg 2. Her er også vist hvordan man kan bruke verktøykassa til klorkontaktbasseng som er delt opp i flere segmenter (se vedlegg V2.1).

3.5. Kloramin

Bruk av kloramin for desinfeksjon er nærmere beskrevet i avsnitt V1.4.2 i vedlegg 1.

3.5.1. Konsentrasjonsendingsforløp ved kloraminering

Ved kloraminering får man ikke det raske initiale forbruket som man får med klorering (se figur 3.3 sammenlignet med 3.2). I Ct -beregningene benyttes derfor en initialkonsentrasjon lik dosen:

$$C_i = C_{dose}$$

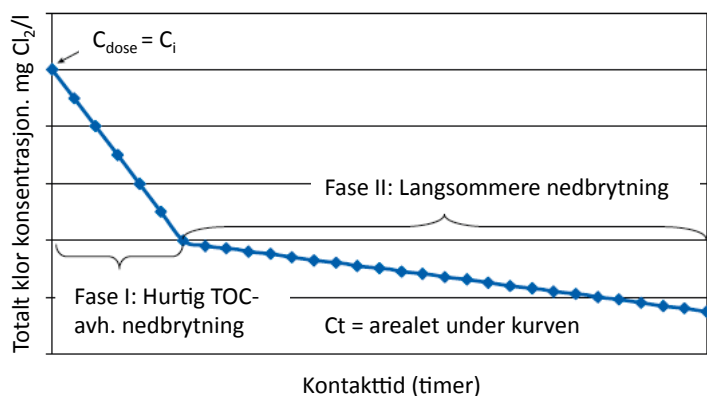
Samtidig antar man at alt fritt klor forbrukes umiddelbart når kloramineringen starter. Dette er ikke helt korrekt ved lave temperaturer, siden reaksjonen fra fritt klor til monokloramin da er langsommere og de to komponentene vil derfor sameksistere en kort periode. Forskjellene blir imidlertid små, og har derfor liten praktisk betydning. Dessuten er klor vesentlig mer effektivt desinfeksjonsmiddel enn kloramin, slik at antagelsen kun medfører at beregningene blir noe mer konservative.

Selv om kloramin er vesentlig mer stabil enn fritt klor, er den likevel ustabil og brytes ned. Det er flere parametere som påvirker nedbrytningen av kloramin. For eksempel skiller hydrauliske modeller med vannkvalitetsmodul (for eksempel EPANET) på kloramin nedbrytning i bulk (i hovedstrømmen) og ved rørvegg, fordi rørveggeffekten kan være betydelig som følge av biofilm, korrosjonsprodukter og annet belegg. Nedbrytningen i bulk vil kunne være avhengig av en rekke forskjellige vannkvalitetsparametere i tillegg til typen av vannbehandlingsprosess som er anvendt forut for kloraminering.

Ettersom nedbrytningen av kloramin er relativt langsom, og dens desinfeksjonseffekt relativt liten, kan det imidlertid gjøres en del forenklinger. Man kan forutsette at kloramin nedbrytningen består av to faser (se figur 3.3):

- 1) En første fase bestående av to komponenter med en noe hurtigere vannkvalitetsavhengig nedbrytning og en noe langsommere auto-dekomponering
- 2) En andre fase med kun den noe langsommere auto-dekomponering, dvs. egennedbrytning

Nedbrytningen i begge fasene kan approksimeres med en lineær funksjon mot tid. Dette er illustrert i figur 3.3.



Figur 3.3 Skjematisk fremstilling av nedbrytningen av kloramin

Størrelsen og varigheten på fase I vil imidlertid kunne variere. For typiske skandinaviske forhold (med hensyn til vannkvalitet og dose), viser litteraturen at fase I typisk har en varighet på omkring 5 timer. Fasene som karakteriserer nedbrytningshastigheten kan karakteriseres slik:

Fase I: Vannkvalitetsavhengig, hurtig nedbrytning

- Konstant og lineær over tid
- Høyere hastighet enn i fase II
- Består av to komponenter: en vannkvalitetsavhengig- og en auto-dekomponeringsdel
- Er en funksjon av vannkvalitet, det vil i praksis si vannets TOC innhold
- Varighet på ca. 5 timer

Fase II: Langsommere egen-nedbrytning (auto-dekomponering)

- Konstant og lineær over tid
- Lavere hastighet enn i fase I
- Består kun av auto-dekomponering
- Er uavhengig av vannkvalitet, men forutsetter $\text{pH} > 8$ og $\text{Cl}_2:\text{NH}_3\text{-N} < 5:1$. Hvis dette ikke er tilfredsstillt, blir egen-nedbrytningen vesentlig høyere.

Konsentrasjonen av kloramin etter en gitt tid er da bestemt av:

$$C_t = C_{\text{dose}} - [k_{\text{fase I}} \cdot t] \quad \text{for } t \leq 5 \text{ timer (300 min.)}$$

$$C_t = C_{\text{dose}} - [k_{\text{fase I}} \cdot 300] - [k_{\text{fase II}} \cdot (t-300)] \quad \text{for } t > 5 \text{ timer (300 min.)}$$

Der C_{dose} er dosen av kloramin, C_t er kloraminkonsentrasjonen etter tiden t som angis i minutter, og $k_{\text{fase I}}$ og $k_{\text{fase II}}$ er henholdsvis vannkvalitetsavhengig nedbrytningskonstant og auto-dekomponeringskonstant for kloramin. Forslag til verdier for $k_{\text{fase I}}$ og $k_{\text{fase II}}$ er gitt i tabell 3.4.

Ettersom det er mange faktorer som kan påvirke verdien for nedbrytningskonstantene, og verdiene foreslått i tabell 3.4 ikke er basert på egne forsøk, men på et begrenset datagrunnlag fra litteraturen, anbefales det å bestemme konstantene lokalt dersom dette er praktisk mulig. Dette gjøres enklest ved å måle kloraminkonsentrasjonen etter for eksempel 2, 10 og 20 timers oppholdstid.

Konstantene beregnes da ved:

$$k_{\text{fase I}} = (C_{\text{dose}} - C_{t=2\text{timer}}) / \Delta t = (C_{\text{dose}} - C_{t=2\text{timer}}) / (2 \cdot 60)$$

$$k_{\text{fase II}} = (C_{t=10\text{timer}} - C_{t=20\text{timer}}) / \Delta t = (C_{t=10\text{timer}} - C_{t=20\text{timer}}) / (10 \cdot 60)$$

der $C_{t=2\text{timer}}$, $C_{t=10\text{timer}}$ og $C_{t=20\text{timer}}$ er kloraminkonsentrasjonen etter henholdsvis 2, 10 og 20 timer, og Δt er oppholdstidsforskjellen mellom de to målte konsentrasjonene angitt i minutter.

Dersom man ikke selv kan bestemme nedbrytningskonstantene, kan verdiene i tabell 3.4 benyttes.

Tabell 3.4 Nedbrytningskonstanter for kloramin.

Beskrivelse	Nedbrytningskonstant	Verdi (mg/l·min)
Vannkvalitetsavhengig nedbrytningskonstant	$k_{\text{fase I}}$	$3,3 \times 10^{-5} \cdot (1 + \text{TOC})^1$
Autodekomponering (egennedbrytning)	$k_{\text{fase II}}$	$3,3 \cdot 10^{-5}$

1) TOC i mg/l

3.5.2. Beregning av Ct ved kloraminering

Effektiv oppholdstid for bruk i Ct beregningene bestemmes på samme måte som for klor (se kapittel 3.3.1).

Ved kloraminering vil man imidlertid ofte i stor grad benytte rør som reaktor (dvs. ledningsnett), som har tilnærmet stempelstrømning og en hydraulisk faktor $F_h = 1,0$. I slike tilfeller blir effektiv oppholdstid lik teoretisk oppholdstid.

Uttrykket for Ct-verdien ved kloraminering blir da:

$$Ct_{\text{fase I}} = [(C_{\text{dose}} + C_t)/2] \cdot t = [\frac{1}{2} (2C_{\text{dose}} - t \cdot k_{\text{fase I}})] \cdot t \quad \text{for } t \leq 300 \text{ min}$$

$$Ct_{\text{fase II}} = [\frac{1}{2} (C_{300 \text{ min}} + C_{\text{time}})] \cdot (t-300) \quad \text{for } t > 300 \text{ min}$$

$$Ct_{\text{total}} = Ct_{\text{fase I}} + Ct_{\text{fase II}} = [\frac{1}{2} (2C_{\text{dose}} - 300k_{\text{fase I}})] \cdot 300 + [\frac{1}{2} (2C_{\text{dose}} - 600k_{\text{fase I}} - t \cdot k_{\text{fase II}} + 300k_{\text{fase II}})] \cdot (t-300)$$

Ved beregning av Ct-verdi, er det viktig at man kun krediterer oppholdstid i ledningsnett fram til første forbruker.

3.6. Klordioksid

Bruk av klordioksid for desinfeksjon er nærmere beskrevet i avsnitt V1.4.3 i vedlegg V1.

Metodene for beregning av Ct, effektiv oppholdstid (t), konsentrasjonsendring (C_{ut}) og eventuell segmentering er den samme for klordioksid som for klor. Beregningene av initialforbruk (IF) og nedbrytningskonstant (k) er imidlertid spesifikke for klordioksid.

3.6.1. Initialforbruk og nedbrytningskonstant for klordioksid

Det er ikke utført egne forsøk for bestemmelse av initialforbruk (IF) og nedbrytningskonstant (k) for klordioksid, og modellene nedenfor er basert på en begrenset mengde data fra litteraturen. Det anbefales derfor at IF og k for klordioksid bestemmes med målinger for det aktuelle anlegget. Fremgangsmåten blir da som beskrevet i kapittel 3.4.2 for klor.

Dersom dette ikke er praktisk mulig, kan følgende modeller anvendes til å anslå IF og k for klordioksid (tilsvarende de som for klor er bestemt ved forsøk, se kapittel 3.4.2):

$$IF_{\text{klordioksid}} = 0,10 \cdot \text{TOC} + 0,61 \cdot [C_{\text{dose}}]^{0,2} + 0,14 \cdot (C_{\text{dose}} / \text{TOC}) - 0,20 / C_{\text{dose}}$$

som gjelder om $C_{\text{dose}} > 0,25 \text{ mg/l}$ og samtidig $\text{TOC} \cdot C_{\text{dose}} > 1$.

$$k_{\text{klordioksid}} = 0,01 \cdot [\text{TOC}]^{0,5} - 0,02 \cdot C_i + 0,015$$

Dersom man har både klor og klordioksid til stede, er det behov for å justere både IF_{klor} og $IF_{\text{klordioksid}}$ som nevnte i kapittel 3.6.1 over. Årsaken til dette er rett og slett at initialforbruket for ett av oksidasjonsmidlene reduseres ved at lett oksiderbare forbindelser også oksideres av det andre oksidasjonsmiddelet og vice versa. Det betyr at man i slike tilfeller velger å justere IF_{klor} og $IF_{\text{klordioksid}}$ som følger:

$$IF_{\text{klordioksid, justert}} = [C_{\text{dose klordioksid}} / (C_{\text{dose klordioksid}} + C_{\text{dose klor}})] \cdot IF_{\text{klordioksid}}$$

($IF_{\text{klordioksid}}$ bestemmes etter modellen over)

$$IF_{\text{klor, justert}} = [C_{\text{dose klor}} / (C_{\text{dose klordioksid}} + C_{\text{dose klor}})] \cdot IF_{\text{klor}}$$

(IF_{klor} bestemmes etter modellen i avsnitt 3.4.2.2)

Nedbrytningskonstantene k_{klor} og $k_{\text{klordioksid}}$ påvirkes kun indirekte ved at initialkonsentrasjonene $C_{i-\text{Cl}_2}$ og $C_{i-\text{ClO}_2}$ påvirkes av de justerte verdiene for IF:

$$C_{i, \text{klordioksid}} = C_{\text{Dose klordioksid}} - IF_{\text{klordioksid, justert}}$$

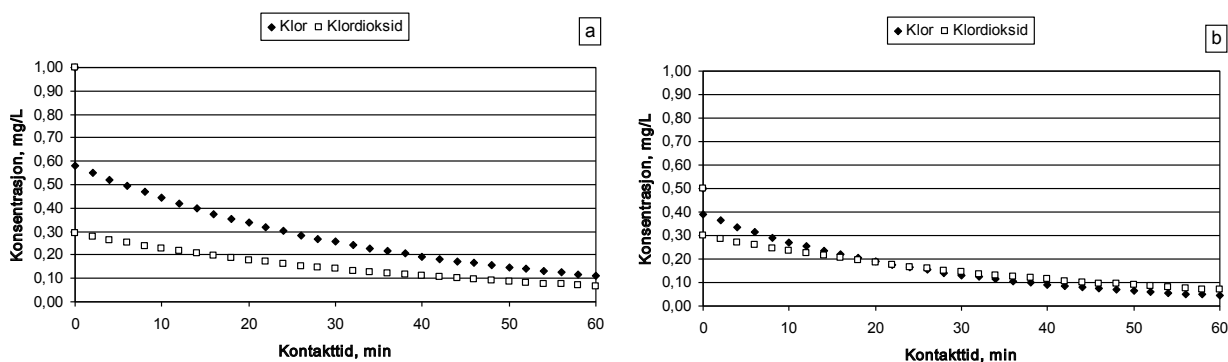
$$C_{i, \text{klor}} = C_{\text{Dose klor}} - IF_{\text{klor, justert}}$$

Dette gir følgende endring av nedbrytningskonstantene:

$$k_{\text{klordioksid}} = 0,01 \cdot [\text{TOC}]^{0,5} - 0,02 \cdot C_{i-\text{ClO}_2} + 0,015$$

$$k_{\text{klor}} = 0,013 \cdot \text{TOC} - 0,040 \cdot C_{i-\text{Cl}_2} - 0,010 \cdot C_{i-\text{Cl}_2} / \text{TOC} + 0,022$$

Effekten av å ha en blanding av klor og klordioksid kontra klor eller klordioksid separat er illustrert i figur 3.4. I figur 3.4a vises konsentrasjonsforløpet dersom man har en dose på 1 mg/l klor eller 1 mg/l klordioksid (vannkvalitet: 2,4 mg/l TOC og pH=8,0). Figur 3.4b viser forløpet dersom man har en blanding med en dose på 0,5 mg/l klor og 0,5 mg/l klordioksid.



Figur 3.4 Modellert konsentrasjonsforløp for klor og klordioksid: a) dersom det doseres enten 1 mg/l klor eller 1 mg/l klordioksid, b) dersom det doseres 0,5 mg/l klor og 0,5 mg/l klordioksid samtidig. Vannkvalitet i eksempelet: pH=8,0 og 2,4 mg/l TOC.

3.6.2. Beregning av Ct ved bruk av klordioksid

Beregninger av effektiv oppholdstid, konsentrasjonsforløp, eventuell segmentering og Ct-verdi gjøres på samme måte for klordioksid som for klor. Det vises derfor til henholdsvis avsnitt 3.3, 3.4.1, 3.4.3 og vedlegg 2 (V2) for disse beregningene.

Til bruk for beregningene for klordioksid benyttes egne verdier for initialforbruk ($IF_{klordioksid}$) og nedbrytnings-konstant ($k_{klordioksid}$) – se avsnitt 3.6.1. Dersom IF og k skal bestemmes uten å benytte modeller, går man fram på samme måte som for klor, vist i kapittel 3.4.2. Beregning av klordioksid dose samt beregninger og bruk av Ct-verdier i en drifts-situasjon eller ved dimensjonering, gjøres på samme måte som for klor, vist i vedlegg 2 (V2.2 og V2.3).

Dersom man både har fritt klor og klordioksid tilsatt vannet på samme tid (for eksempel ved at det doseres klor i overskudd i forhold til kloritt ved produksjon av klordioksid fra klor og kloritt), utføres beregningene og bestemmelse av Ct-verdier separat for hver av de to - med de relevante konstantene. Dersom konstantene skal beregnes ved bruk av de angitte modellene, er det viktig å justere IF_{klor} og $IF_{klordioksid}$ når både klor og klordioksid er tilstede, siden IF_{klor} også vil påvirkes av klordioksid dosen og $IF_{klordioksid}$ av klordosen.

Nedbrytningskonstantene, henholdsvis k_{klor} og $k_{klordioksid}$ antas imidlertid kun å påvirkes av om man har blanding av klor og klordioksid ved at C_i i beregningsgrunnlaget for k påvirkes av de justerte verdiene for IF. Denne justeringen av IF og påvirkningen på k er nærmere beskrevet i avsnitt 3.6.1 ovenfor. Både klor og klordioksid tas hensyn til når anlegget krediteres en log inaktivering.

3.7. Ozon

Bruk av ozon for desinfeksjon er nærmere beskrevet i avsnitt V1.5 i vedlegg 1.

3.7.1. Konsentrasjonsendringsforløp

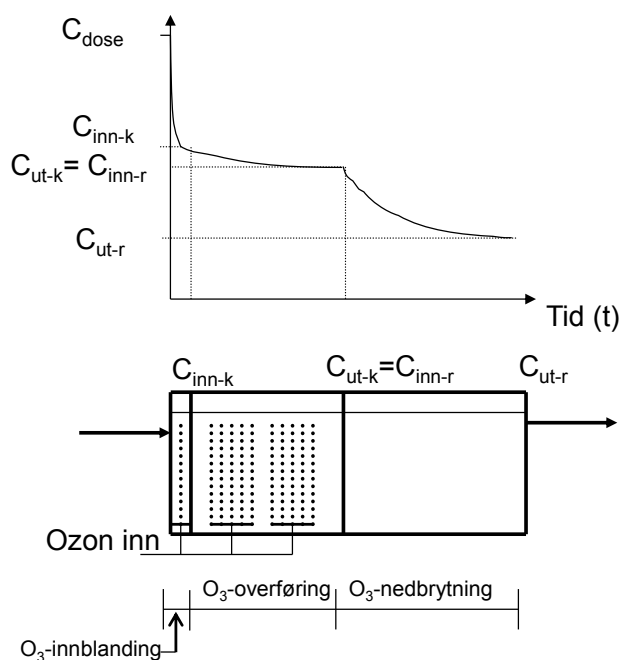
Når det gjelder ozon, er det tre prosesser som foregår.

- 1) Ozon må overføres fra gassfase til vannfase, noe som vil øke ozonkonsentrasjonen.
- 2) Det skjer en oksidasjon som virker i motsatt retning (konsentrasjonen synker)
- 3) Det skjer en dekomponering av ozon til oksygen. Dette fører også til at ozonkonsentrasjonen synker.

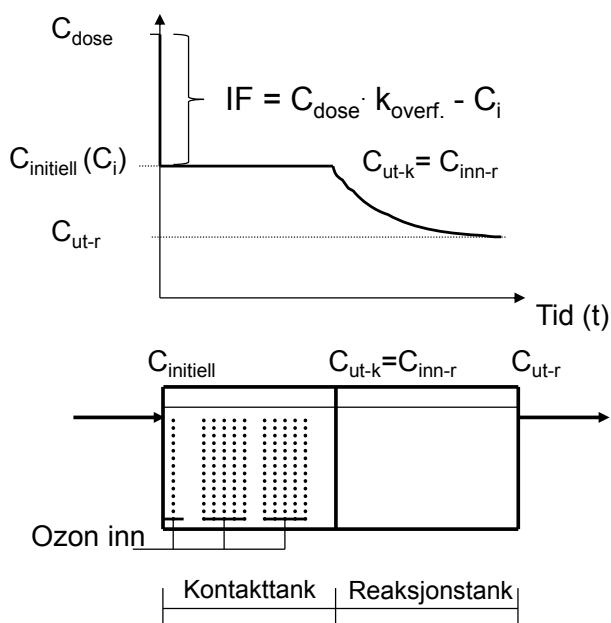
Disse prosessene foregår mer eller mindre parallelt, noe som gjør det vanskelig å beskrive prosessforløpet på en klar måte. Ozon er langt mer reaktivt enn klor, og reduksjonen av ozonkonsentrasjonen fra doseringskonsentrasjonen til initialkonsentrasjonen går langt hurtigere med ozon enn med klor, sannsynligvis i løpet av få sekunder.

I figur 3.5 er det skissert et forenklet bilde der man relaterer de ulike fasene til reaktortanker. Det skilles mellom:

- 1) En innblandingsfase hvor ozongass tilsettes. Det kan skje ved hjelp av injektor, diffusor, turbin etc.
- 2) En ozonoverføringsfase. I denne fasen skjer det både en overføring av ozon til vannet, som vil virke i retning av at ozonkonsentrasjonen øker, og et forbruk av ozon pga. dets reaksjon i vannet, som virker i retning av at ozonkonsentrasjonen minker.
- 3) En ozonforbruksfase hvor ozonkonsentrasjonen reduseres fordi det ikke skjer noen tilførsel av ozon, men derimot et forbruk som følge av ozons reaksjoner i vannet.



Figur 3.5 Konsentrasjonsendringer i et ozoneringsystem



Figur 3.6 Idealisert konsentrasjonsforløp ved Ct-beregning

I praksis er det ofte vanskelig å skille innblandingsfasen fra kontaktfasen fordi innblanding foregår i kontakttanken (for eksempel ved diffusor innblanding). I praktisk dimensjonering kan man i slike tilfeller forutsette at kontakttanken utgjøres av volumet fra injiseringspunktet av ozon til utløpet av den tanken der ozon bobles inn (se figur 3.6).

I den beregningsprosedyre som er angitt senere, forutsettes det imidlertid at det er et skille mellom innblandingstanken og kontakttanken for derigjennom å kunne ta hensyn til forskjellene i prosessforløp i de to fasene av prosessen.

I figur 3.6 er konsentrasjonsforløpet idealisert for å forenkle Ct-beregningen. Det refereres til begrepet kontaktstank for den delen av systemet der overføringen av ozongass til vannet skjer. Den delen av systemet der det ikke tilføres mer ozon, men der forbruket av ozon skjer, refereres til som reaksjonstanken. Illustrasjonene er satt opp for det tilfellet der kontaktstanket er fullstendig blandet (se tabell 3.5 under).

Umiddelbart etter innblanding vil det i innblandingstanken skje oksidasjonsreaksjoner som forbruker ozon som blir overført fra gassen til vannet. For bedre å anskueliggjøre det som skjer (se figur 3.6), er ozondosen, C_{dose} , angitt som en tenkt konsentrasjon som man ville hatt hvis all tilført ozon ble innblandet i vannet med 100 % overføring (dvs. $k_{overf} = 1.0$) og ingenting av det ble forbrukt. Videre er initialkonsentrasjonen, C_i , (som også er lik innløpskonsentrasjonen til kontaktstanken, C_{inn-k}), den konsentrasjonen man ville hatt etter at ozongassen er overført til vannet (med en gitt overføringsgrad, k_{overf}), og etter det raske initiale ozonforbruket rett etter dosering (IF). Siden overføring av ozongass til vannet vil pågå lengre enn det raske initiale ozonforbruket, vil dette også være en tenkt konsentrasjon.

Dette gir følgende sammenheng mellom dose (C_{dose}) og initialkonsentrasjon (C_i):

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

der k_{overf} er overføringsgraden av ozongass til vannfasen.

100 % utnyttelse vil si at $k_{overf} = 1.0$, mens 10 % tap av ozon til avgass vil si at $k_{overf} = 0.9$.

Ozonoverføringsgraden vil være avhengig av utformingen av kontakttanken. Tabell 3.5 angir veiledende verdier for k_{overf} .

Tabell 3.5 Veiledende verdier for ozonoverføringsgraden til vann, k_{overf}

Innblanding/reaktor system	k_{overf}
Diffusor/injektor innblanding, pakket bobletank	0,90
Diffusor/injektor innblanding, bobletank uten pakking	0,75
Injektor innblanding etterfulgt av lukket rør	0,99

k_{overf} vil i hovedsak være bestemt av utformingen av innblandingsenheten og kontakttanken (dvs. ozonoverførings-tanken), men vil i praksis også kunne påvirkes av ozondosen og vannkvaliteten i ekstreme tilfeller. IF er det raske ozonforbruket rett etter dosering, som skyldes oksidasjonen av ulike lett oksidérbare forbindelser i vannet. Parameteren IF vil være en funksjon av vannkvalitet og den ozondosen som benyttes. Modeller for beregning av IF for ozon er angitt i avsnitt 3.7.2.2.

Som nevnt er initialkonsentrasjonen, C_i , en tenkt konsentrasjon som man ville hatt etter det raske initiale ozonforbruket rett etter dosering (IF) dersom all ozongassen var overført til vannet (med en gitt overføringsgrad, k_{overf}). Initialkonsentrasjonen, C_i , vil være lik innløps-konsentrasjonen til kontakttanken, $C_{\text{inn-k}}$, som dermed også vil være en tenkt konsentrasjon

$$C_{\text{inn-k}} = C_i$$

Bakgrunnen for dette er at kontakttanken (ozonoverføringstanken) er den del av reaktoren hvor ozon overføres fra boble til vann. Det vil samtidig med overføring av ozon også skje et forbruk av ozon, og det er meget vanskelig på forhånd å kunne angi hvordan ozonkonsentrasjonen endrer seg i kontakttanken. Avhengig av graden av fortsatt oksidasjon og kinetikken i gassoverføringen, kan konsentrasjonen av ozon både synke og øke gjennom kontakttanken, eller mellom de ulike segmentene av kontakttanken. Sammenhengen mellom utløpskonsentrasjonen fra kontakt-tanken, $C_{\text{ut-k}}$, og en tenkt innløpskonsentrasjon til kontakttanken, $C_{\text{inn-k}}$, er sannsynligvis tilnærmet gitt av et 1.ordens reaksjonsforløp:

$$C_{\text{ut-k}} = C_{\text{inn-k}} \cdot e^{-kt}$$

der t er oppholdstiden og k er nedbrytningskonstanten for ozon. k vil være avhengig av vannkvaliteten og ozondosen som benyttes. Modeller for beregning av nedbrytnings-konstanten, k , for ozon er angitt i kapittel 3.7.2.2.

Siden det er vanskelig på forhånd å angi hvordan ozonkonsentrasjonen endrer seg i kontakttanken, skal man for kontakttanksegmenter benytte en $C_{\text{eff-k}}$ i Ct-beregningen som baseres på utløpskonsentrasjonen fra siste kontakt-tanksegmentet i henhold til tabell 3.6. Det medfører at $C_{\text{eff-k}}$ er konstant og en funksjon av utløpskonsentrasjonen og reaktorutformingen på kontakttanken. Har man flere kontakttanksegment settes så $C_{\text{eff-k}}$ lik $C_{\text{ut-k}}$ i siste kontakttank-segment. Det betyr at man vil ha lik effektiv konsentrasjon, $C_{\text{eff-k}}$, for alle segmentene. Dette vil normalt være en konservativ antagelse ved beregning av Ct.

Tabell 3.6 Bestemmelse av $C_{\text{eff-k}}$ i kontakttanksegment avhengig av reaktorutforming

Totalt omrørt reaktor	Medstrøms reaktor	Motstrøms reaktor
$C_{\text{ut-k}}$	$C_{\text{ut-k}}$ eller $\frac{1}{2} (C_{\text{inn-k}} + C_{\text{ut-k}})$ ¹⁾	$C_{\text{ut-k}}/2$

1) Dersom $C_{\text{inn-k}}$ skal inngå i beregningen av $C_{\text{eff-k}}$ må det benyttes målt/analysert $C_{\text{inn-k}}$ og ikke beregnet $C_{\text{inn-k}}$.

I reaksjonstanken (som også gjerne kan bestå av flere segment) vil vi ikke ha noen tilførsel av ozon, bare et forbruk, og konsentrasjonen vil reduseres, sannsynligvis tilnærmet etter et 1. ordens forløp i hvert segment, dvs.:

$$C_{ut-r} = C_{inn-r} \cdot e^{-kt}$$

og

$$C_{inn-r} = C_{ut-k}$$

der C_{inn-r} er innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken og C_{ut-r} er utløpskonsentrasjonen fra reaksjonstanken.

Det betyr at effektiv konsentrasjon for reaksjonstanken, C_{eff-r} ikke vil være konstant, men vil være en variabel som vil være bestemt av nedbrytningsreaksjonen til ozon og som vil gå fra C_{inn-r} til C_{ut-r} . Det betyr også at Ct-verdien da vil være arealet under konsentrasjon mot tid kurven for nedbrytningsreaksjonen.

3.7.2. Bestemmelse av ozonoverføringsgrad og ozon nedbrytningskonstant

For å kunne gjennomføre beregninger (både dimensjoneringsberegninger og for å bestemme Ct-verdi i et eksisterende anlegg) trenger man verdier for ozonoverføringsgraden (k_{overf}), initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstanten (k) for ozon.

3.7.2.1. Alternativ 1: Bestemmelse av IF og k ved målinger

Når man betrakter et eksisterende anlegg, vil man normalt kjenne dosen (C_{dose}) og utløpskonsentrasjonen av ozon fra ozonkontaktbassenget (C_{ut-k}) eller ozonreaksjonstanken (C_{ut-r}). I de tilfeller det er mulig, anbefales det at man måler ozonkonsentrasjonen på minimum to veldefinert steder i reaksjonstanken og beregner nedbrytningskonstanten (k) basert på målt konsentrasjon fra disse stedene. Slike målesteder kan for eksempel være innløp (C_{inn-r}) og utløp (C_{ut-r}) av ozonreaksjonstanken, eller mellom to segment av reaksjonstanken (for eksempel C_{ut-r-1} , C_{ut-r-2} eller C_{ut-r-3}). Nedbrytningskonstanten k kan da bestemmes ved hjelp av ligningen:

$$-k = [\ln(C_{ut-r}/C_{inn-r})] / tr \quad \text{der } C_{inn-r} \text{ er lik } C_{ut-k}$$

3.7.2.2. Alternativ 2: Bestemmelse av IF og k ved bruk av modeller

Dersom dosen er kjent men det ikke foreligger noen ozon målinger, kan man benytte modeller for bestemmelse av IF og k. En testprosedyre for egen bestemmelse av IF og k for ozon er beskrevet i Norsk Vann rapport 169/2009 (Ødegaard et al, 2009). Følgende modeller ble der bestemt for bestemmelse av initialforbruk (IF) og nedbrytningskonstant (k) for ozon basert på eksperimenter med en lang rekke råvann med ulik sammensetning:

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

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

Modellen for IF er gyldig forutsatt:

- Ozondose, $C_{dose} = 0,25 - 6,0 \text{ mg O}_3/\text{l}$
- TOC = 0,5 - 6,0 mg/l
- Spesifikk dose, $C_{dose} / TOC < 2,5 \text{ mg O}_3 / \text{mg TOC}$
- Beregnet IF $\leq C_{dose}$ (ved IF $> C_{dose}$ settes IF = C_{dose})
- Beregnet IF $> 0,05$

Modellen for k er gyldig forutsatt:

- Initialkonsentrasjonen, $C_i = 0,25 - 6,0 \text{ mg O}_3/\text{l}$
- TOC = 0,5 - 6,0 mg/l
- pH = 6,0 - 8,0
- Beregnet IF $< C_{dose}$

Modellene kan brukes dersom det ikke foreligger data fra laboratorieforsøk. Når verken ozondosen (C_{dose}) eller utløpskonsentrasjonen (C_{ut}) er kjent, f.eks. ved planlegging av et anlegg, må man benytte beregnede verdier (basert på modellene over) for bestemmelse av initielt ozonforbruk (IF) og ozon nedbrytningskonstant (k) samt de estimerte verdier for k_{overf} (fra tabell 3.5).

Siden verdiene på IF og k er avhengig av ozondosen, må det antas en dose ved bestemmelsen av IF og k. Hvis antatt dose ikke er i overensstemmelse med senere beregnet dose, må det antas en ny dose som gir nye verdier for IF og k, det vil si at man må iterere inntil antatt dose er i overensstemmelse med beregnet dose.

Alternativet til å benytte verdiene for initialforbruk (IF) og nedbrytningskonstant (k) angitt gjennom modellberegningene, er å bestemme disse verdiene i egne laboratorieforsøk på det aktuelle anlegget med den aktuelle vannkvaliteten. Testprosedyre for egen bestemmelse av IF og k for ozon er beskrevet i Norsk Vann rapport 169/2009 (Ødegaard et al, 2009a).

3.7.3. Bestemmelse av initiell ozonkonsentrasjon

For å kunne beregne Ct-verdien (se avsnitt 3.7.4) må initialkonsentrasjonen (C_i) være kjent. Den vil være lik innløpskonsentrasjonen til kontakttanken (C_{inn-k}). C_{inn-k} kan beregnes fra utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken (C_{ut-k}). Dermed kan også innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken (C_{inn-r}) bestemmes siden den er lik C_{ut-k} .

Det kan være ønskelig å foreta beregning av initialkonsentrasjonen (C_i) både fra anvendt dose (C_{dose}) og fra målt innløpskonsentrasjon til ozonreaksjonstanken (C_{inn-r}) for dermed å vurdere nøyaktigheten til verdiene bestemt for k_{overf} og IF.

Beregning av initialkonsentrasjonen (C_i) basert på dosen (C_{dose}) kan gjøres ved først å bestemme ozonoverføringsgraden (k_{overf}) fra tabell 3.5 og initialforbruket (IF) fra beregningsmodellen (alt 1)

$$\text{Alt 1: } C_i = (C_{dose} \cdot k_{overf}) - IF$$

eller, alternativt (alt 2), basert på utløpskonsentrasjonen av kontakttanken (C_{ut-k})

$$\text{Alt 2: } C_i = C_{ut-k} / e^{-k \cdot t_k}$$

Så sammenligner man C_i beregnet i alt 1 med C_i beregnet i alt 2. Hvis C_i beregnet i alt 2 er høyere enn C_i beregnet i alt 1, kan man anta at konstantene k_{overf} IF og k fra henholdsvis tabell 3.5 og beregningsmodellene for IF_{ozon} og k_{ozon} kan benyttes. Hvis dette ikke er tilfellet, bør man vurdere nøyaktigheten til beregningene/konstantene nærmere.

Hvis man derimot hverken kjenner ozondosen (C_{dose}) eller utløpskonsentrasjonen (C_{ut}), slik situasjonen er ved planlegging og dimensjonering, må man benytte beregnede verdier både for overføringsgraden (k_{overf}), initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstanten (k) (henholdsvis tabell 3.5 og beregningsmodellene for IF_{ozon} og k_{ozon}).

3.7.4. Beregning av Ct ved ozonering

Beregning av Ct-verdi gjøres for kontakttanken og reaksjonstanken separat, og deretter summeres de. Det minnes om at hydraulisk faktor $F_h = t_{10}/T$ (se tabell 3.2) skal brukes for bestemmelse av effektiv oppholdstid (t_{eff-k} og t_{eff-r}) for bestemmelse av Ct.

Ct-verdien for kontakttanken er gitt ved:

$$(Ct)_k = C_{eff-k} \cdot t_{eff-k}$$

Ct-verdien for reaksjonstanken er gitt ved:

$$(Ct)_r = (C_{inn-r} / k) (1 - e^{-k \cdot t_{eff-r}}) \quad (\text{om man baserer beregningen på } C_{inn-r})$$

eller

$$(Ct)_r = (C_{ut-r} / k) (e^{k \cdot t_{eff-r}} - 1) \quad (\text{om man baserer beregningen på } C_{ut-r})$$

Den totale Ct-verdien blir da summen av verdien for kontakttanken og reaksjonstanken:

$$(Ct)_{tot} = (Ct)_k + (Ct)_r$$

3.7.5. Praktisk anvendelse av verktøykassa – ozon

De ligningene som er vist over, kan nå anvendes til ulike formål (se vedlegg V3), f.eks.:

- Beregning av ozondose ved dimensjonering av ozonanlegg (se vedlegg V3.2)
- Beregning og bruk av Ct i driftssituasjonen og ved dimensjonering (se vedlegg V3.3)
 - Beregning av Ct for dokumentasjon i driftssituasjonen (se vedlegg V3.3.1)
 - Beregning av Ct i forbindelse med dimensjonering (se vedlegg V3.3.2)
 - Dimensjonering av kapasitet på ozondoseringsutstyr (se vedlegg V3.3.3)

Detaljert gjennomgang av disse anvendelsene er vist steg for steg for steg i vedlegg V3. Her er også vist hvordan man kan bruke verktøykassa til kontaktbasseng og reaksjonsbasseng for ozon som er delt opp i flere segmenter, se vedlegg 3 (V3.1).

3.8. Bestemmelse av endelig log-reduksjon ved kjemiske desinfeksjonsmetoder

Den log inaktivering som kan forventes ved bruk av kjemiske desinfeksjonsmidler bestemmes på grunnlag av Ct-beregning, som vist over. Når man skal vurdere om dette er tilstrekkelig, etter å ha beregnet nødvendig inaktivering ut fra barrierehøyde og log-kreditter for tiltak i nedslagsfelt og kilde, samt i vannbehandlingen for øvrig, skal man ta hensyn til eventuelle manglende sikkerhetstiltak knyttet til doseringsutstyret. Man kan si at man på denne måten beregner den endelige inaktiveringsgrad som desinfeksjonstiltaket representerer. En slik beregning vil være nødvendig for å kontrollere om inaktiverings-graden i sluttdesinfeksjonen er tilstrekkelig.

Ved beregning av log-inaktivering med kjemiske desinfeksjonsmetoder kan man ved høye doser komme opp i svært høye verdier for log inaktivering, spesielt for bakterier og virus. Ved klorbaserte desinfeksjonsmetoder vil man ikke kunne oppnå maksimal inaktiveringsgrad for parasitter. Når ozon benyttes for kjemiske oksidasjon av organisk stoff, for eksempel ved ozonering/ biofiltering fargefjerning, vil man kunne oppnå høy grad av inaktivering av *Giardia*, men ikke av *Cryptosporidium*.

I denne veiledningen har man lagt seg på den linje at det finnes en maksimalt oppnåelig log-kreditt for ulike barriere-tiltak (se for eksempel tabell 2.3). Det er rimelig at dette prinsippet også gjøres gjeldende for desinfeksjons-metodene. Derfor settes:

Maksimal inaktiveringsgrad ved kjemiske desinfeksjonsmetoder = 4 b + 4 v + 3 p

Tabell 3.7 angir risikoreduserende sikkerhetstiltak som man normalt vil ha etablert for det kjemiske desinfeksjons-anlegget. Dersom man ikke har etablert ett eller flere av disse sikkerhetstiltakene, skal man gjøre et fratrekk i den Ct-beregnete (evt. maksimale) log-reduksjonen som angitt i tabell 3.7. Man tar utgangspunkt i den Ct-beregnete (evt. maksimale) log-reduksjonen. Deretter vurderer man sikkerhetstiltak i hovedkategoriene A, B, C som er beskrevet i tabell 3.7, dvs:

- a) Tiltak ved kortvarig doseringsbortfall av kjemisk desinfeksjonsmiddel
- b) Tiltak for å redusere risikoen for doseringsbortfall av kjemisk desinfeksjonsmiddel
- c) Andre tiltak.

Hver av disse hovedkategoriene av sikkerhetstiltak gis et maksimalt fratrekk i log-reduksjonen (i forhold til den Ct-beregnete evt. maksimale) for manglende sikkerhetstiltak (se tabell 3.7). Ettersom den Ct-beregnete inaktiveringen er forskjellig fra anlegg til anlegg, angis fratrekket som prosent av Ct-beregnet (evt. maksimale) log inaktivering.

Tabell 3.7. Prosentuelt fratrekk i Ct-beregnet (evt. maksimal) log-reduksjon pga. sikkerhets-brister i kjemiske desinfeksjonsanlegg samt kreditt (i % av log-reduksjon) for faktisk gjennomførte sikkerhetstiltak (nummerert 1-3) innen hver hovedkategori

Kategori	Risikoreduserende sikkerhetstiltak for å sikre kjemisk desinfeksjon	% av Ct-beregnet (evt. maks) log-reduksjon ²⁾
A) Tiltak ved kortvarig doseringsbortfall	Maksimalt fratrekk i kategorien¹⁾	- 10 %
	1. Automatisk stengning av all vannproduksjon ³⁾	+ 10 %
	2. Alarm og automatisk start av reserve doseringsutstyr	+ 5 %
B) Tiltak for å redusere risikoen for doseringsbortfall	Maksimalt fratrekk i kategorien¹⁾	- 15 %
	1. Nødstrømsaggregat og/eller UPS installert	+ 10 %
	2. Reserve doseringsutstyr for desinfeksjon installert	+ 5 %
	3. Utjevningsvolum (plassert etter desinfeksjonsanlegget) som kan tilfredsstille vannbehovet når vannproduksjonen stoppes ved doserings-bortfall ⁴⁾	+ 10 %
C) Andre tiltak	Maksimalt fratrekk i kategorien¹⁾	- 10 %
	1. Tilfredsstillende måleutstyr installert (restklor/restozon)	+ 5 %
	2. Lager med kritisk reserveutstyr ⁵⁾	+ 5 %
	3. Tilfredsstillende rutiner for rengjøring, kontroll og kalibrering av sensorer for måling av restklor og -ozon ⁶⁾	+ 5 %
Summerte tiltak	Totalt maksimalt fratrekk for sikkerhetsbrister ved kjemisk desinfeksjon¹⁾	- 35 %

1) Minimalt fratrekk er 0 %

2) Kredit for tiltak innen hver hovedkategori kan ikke overstige maksimalt fratrekk pga. manglende tiltak

3) Krever at det er tilstrekkelig med utjevningskapasitet/ buffer volum i systemet

4) Rentvannstank, høydebasseng med volum for minst 12 timers forsyning eller lignende

5) Klordoseringspumper, ozonelektroder, sirkulasjonspumpe, målelektroder etc.

6) Minimum månedlig kontroll/kalibrering

Deretter reduseres fratrekket (eller sagt på en annen måte: det gis log kreditt) i hver av hovedkategoriene avhengig av hvilke tiltak som faktisk er gjennomført innenfor de ulike hovedkategoriene på det aktuelle anlegget. Reduksjonen i fratrekk (dvs. log kreditt for gjennomførte tiltak) kan selvsagt ikke overskride verdiene for maksimalt fratrekk for manglende tiltak innen hver hovedkategori.

Verdiene for maksimalt fratrekk i inaktiveringsgrad for hovedkategoriene av tiltak, samt verdier for redusert fratrekk på grunn av faktiske gjennomførte tiltak, er angitt i tabell 3.7 – begge i form av prosent av beregnet (evt. maksimal inaktivering). Verdiene for faktiske gjennomførte tiltak i tabell 3.7 (dvs. de som kommer til redusert fratrekk i Ct-beregnet inaktiveringsgrad) må også betraktes som maksimalverdier, slik at hvis deler av tiltaket gjennomføres, oppnås kun en del av den angitte verdien.

Det er åpenbart at det knytter seg usikkerhet til de angitte verdiene i tabell 3.7 og en viss grad av skjønn må utøves. Dersom man er usikker på situasjonen, bør maksimalt fratrekk benyttes.

I kap. 5 er det vist eksempel på beregning av endelig log-reduksjon ved kjemiske desinfeksjonsmetoder, hensyn tatt til manglende sikkerhetstiltak.

3.9. UV desinfeksjon

Desinfeksjon med UV er beskrevet nærmere i vedlegg 1 (avsnitt V1.6). Ettersom dimensjonering og drift av UV-desinfeksjonsanlegg er annerledes enn anlegg basert på kjemiske desinfeksjonsmetoder, må metoden behandles noe annerledes enn med kjemiske desinfeksjonsmetoder.

3.9.1. UV-doser og inaktivering

I prinsippet gjelder de samme begrepene for konsentrasjon, kontakttid og Ct-verdi, som blir brukt for klor og ozon, også ved UV desinfeksjon. Når det gjelder UV, angis imidlertid konsentrasjon som intensitet (I), kontakttiden som stråletid (t) og Ct-verdi som UV-dose, som er produktet av intensitet og stråletid. Dette gir følgende begreper:

- Intensitet, I (som normalt angis med benevnning mW/cm²)
 - Ekvivalent med konsentrasjon ved kjemiske desinfeksjonsmetoder.
- Stråletid, t (som angis i sekund)
 - Ekvivalent med effektiv kontakttid ved kjemiske desinfeksjonsmetoder.
 - Er avhengig av hydrauliske forhold (oppholdstidsfordeling), men er for ideell, turbulent stempelstrømning lik strålekammervolum dividert på vannføring (V/Q).
- UV-dose, D, som normalt angis med benevnning mWs/cm² (eller mJ/cm²)
 - Ekvivalent med Ct-verdi ved kjemiske desinfeksjonsmetoder.
 - $D = I \cdot t$
 - $1 \text{ mWs/cm}^2 = 1 \text{ mJ/cm}^2 = 10 \text{ J/m}^2$

Når biodosimetrisk dose angis er dosen bestemt indirekte ved å sammenholde målt log inaktivering av en test-organisme i den aktuelle UV-reaktoren med en laboratoriemålt dose-respons kurve for samme organismen. Beskrivelse av biodosimeter-testen er nærmere beskrevet i ODP I (Norsk Vann rapport 147-2006) og i UV-veilederen (Norsk Vann rapport 164-2008).

Veilederen til den norske drikkevannsforskriften (Mattilsynet, 2005) angir følgende dosekriterier for UV desinfeksjon:

- En dose på > 30 mJ/cm² anses å være en hygienisk barriere ovenfor bakterier, virus og parasitter. Doseverdien (også kalt gjennomsnittsdosen) blir bestemt ved å beregne intensitet og teoretisk oppholdstid på ulike punkter i aggregatet slik at oppnås punktdoser som integreres til en gjennomsnittsdose, jfr. eksisterende ordning i Norge.
- En dose på > 40 mJ/cm² kreves dersom også bakteriesporer skal inaktiveres. Denne doseverdien refererer seg til målt verdi basert på biodosimetertest validert etter østerrikske (ÖNORM), tyske (DVGW) eller amerikanske (USEPA) standarder.

De fleste UV-anlegg blir i dag dimensjonert for en dose på 40 mJ/cm² biodosimetrisk bestemt, men det kan være aktuelt å dimensjonere for både høyere og lavere doser. Eldre, tidligere godkjente UV anlegg med gjennomsnittsdose på 30 mJ/cm², vil gi en noe lavere hygienisk barriere.

Alle nye anlegg blir dimensjonert og godkjent for en UV-dose basert på biodosimeter. Det finnes imidlertid fortsatt mange anlegg som i sin tid ble godkjent for en UV-dose basert på gjennomsnittsdose.

UV-desinfeksjon er svært effektiv overfor bakterier, parasitter og de fleste virus (see vedlegg V1.6). Som det fremgår der, er UV-desinfeksjon ved de doser som er angitt over, mindre effektivt overfor Adenovirus. Kravet til UV-dose for å oppnå en viss log-reduksjon av virus, kan derfor variere derfor fra land.

Tabell 3.8 (USEPA 2006) viser den minste UV-dose som USEPA tar utgangspunkt i for å bestemme dose-kravet for å inaktivere *Cryptosporidium*, *Giardia* og virus. Tabell 3.8 viser at dosekravet for inaktivering av virus er svært høyt i USA, noe som skyldes at det er det svært UV resistente Adenovirus som er lagt til grunn for kravet i tabellene.

Tabell 3.8. Minste UV-dose (mJ/cm²) for ulike log-inaktivering av *Cryptosporidium*, *Giardia* og virus i henhold til amerikanske regler. (USEPA 2006).

Log-inaktivering	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0
Cryptosporidium	1.6	2.5	3.9	5.8	8.5	12	15	22
Giardia	1.5	2.1	3.0	5.2	7.7	11	15	22
Virus	39	58	79	100	121	143	163	186

I Norge mener Folkehelseinstituttet at faren for å bli smittet av Adenovirus via drikkevann anses ikke å kunne forsvare de økonomiske og praktiske konsekvensene det vil ha å oppdimensjonere UV-anlegg for inaktivering av Adenovirus. De fleste norske barn eksponeres for slike virus i løpet av de fem første leveår, og gjennomgår et ukomplisert sykdomsforløp som gir god immunitet.

Myndigheter i andre land kan ha en annen holdning til om man skal dimensjonere for Adenovirus eller ikke, og i MBA-veiledningen tar man konsekvensen av det ved å oppgi maksimal log-reduksjon avhengig av hvilket virus man legger til grunn (tabell 3.9).

3.9.2. Bestemmelse av inaktiveringsgrad ved UV bestråling

Det forutsettes at anlegget installeres og drives i henhold til kravene/spesifikasjonene i den godkjenning/sertifisering som er gitt av godkjenningsmyndigheten og at anlegget er godkjent i henhold til den ordningen som gjelder.

I MBA-veiledningen skal log-reduksjonen ved UV-desinfeksjon ikke settes høyere enn angitt i tabell 3.9:

Tabell 3.9 Maksimal log-reduksjon for UV anlegg godkjent ved angitt UV-dose^{1),2)}

Biodosimetrisk dose	Virus ekskl. Adenovirus	Virus basert på Adenovirus
40 mJ/cm ²	4,0b + 3,5v + 4,0p	4,0b + 1,25v + 4,0p
30 mJ/cm ²	3,5b + 3,0v + 3,5p	3,5b + 1,0v + 3,5p
25 mJ/cm ²	3,0b + 2,5v + 3,0p	3,0b + 0,75v + 3,0p

1) Forutsatt at UV-dosen er biodosimetrisk bestemt

2) Eksisterende anlegg som har blitt godkjent for en gjennomsnittsdose på 30 mJ/cm², skal gis en maksimal log-reduksjon på 3,0b + 2,5v + 3,0p (3,0b + 0,75v + 3,0p når virus-inaktiveringen baseres på Adenovirus).

Med basis i maksimal inaktiveringsgrad, korrigeres faktisk log-reduksjon for tiltak knyttet til sikkerhetsbrister som er beskrevet i tabell 3.10 med utgangspunkt i hovedkategoriene A, B, C og D:

- Tiltak ved kortvarig bortfall av- eller redusert effekt på UV anlegget.
- Tiltak for å redusere risikoen for bortfall av- eller redusert effekt på UV anlegget.
- Andre dimensjonerende tiltak.
- Andre driftsmessige tiltak.

Hver av disse hovedkategoriene gis et maksimalt fratrekk i inaktiveringsgrad for manglende tiltak (se tabell 3.10) som i utgangspunktet ble gitt i henhold til tabell 3.9. Ettersom den maksimale inaktiveringsgraden er forskjellig for ulike typer av anlegg, angis fratrekket som prosent av maksimal inaktiveringsgrad. For manglende A-tiltak (se tabell 3.10) skal det for eksempel maksimalt fratrekkes 10 % av maksimal inaktiveringsgrad, noe som betyr 0,4b + 0,35v + 0,4p for anlegg dimensjonert for 40 mJ/cm² og 0,35b + 0,3v + 0,35p for anlegg dimensjonert for 30 mJ/cm² (biodosimetrisk bestemt).

Tabell 3.10. Prosentuelt fratrekk i inaktiveringsgrad for UV-desinfeksjon på grunn av sikkerhetsbrister (i % av maksimal log-reduksjon) samt kreditt (i % av maksimal inaktiveringsgrad) for faktiske, gjennomførte tiltak innen hver kategori.

Kategori	Tiltak for å sikre UV-desinfeksjonen	% av maksimal log-reduksjon ¹⁾
A) Kortvarig doseringsbortfall eller redusert effekt	Maksimalt fratrekk i kategorien²⁾	-10 %
	1. Automatisk stengning av all vannproduksjon. (Krever at det er tilstrekkelig med utjevningskapasitet/buffer volum i systemet)	+10 %
	2. Alarm og automatisk start av reserve desinfeksjon (for eksempel kloranlegg)	+5 %
B) Reduksjon av risikoen for bortfall av- eller redusert effekt på UV anlegget	Maksimalt fratrekk i kategorien²⁾	-20 %
	1. UPS installert	+10 %
	2. Nødstrømsaggregat installert	+10 %
	3. Dokumentasjon av god kvalitet på strømforsyningen	+5 %
C) Andre tiltak av betydning ved dimensjonering	Maksimalt fratrekk i kategorien²⁾	-30 %
	1. Inndeling i reaktorer slik at man kan opprettholde full forsyning ved bortfall av én ³⁾	+5 %
	2. Separat vannmengdemåling for hver UV reaktor (for å sikre god hydraulisk kontroll)	+10 %
	3. Tilfredsstillende måleutstyr installert, UV intensitet sensorer riktig plassert, UV transmisjonsmåler	+5 %
	4. Utjevningsvolum plassert etter UV-anlegg ⁴⁾	+10 %
	5. Reserve desinfeksjonsanlegg installert	+5 %
D) Andre tiltak av betydning ved drift	Maksimalt fratrekk i kategorien²⁾	-30 %
	1. Lager med kritisk reserveutstyr ⁵⁾	+5 %
	2. Automatisk stans i all vannproduksjon i forbindelse med oppstart av UV aggregat ⁶⁾	+10 %
	3. God dosekontroll - Basert på set-punkter for UV intensitet (evt. UVT), vannføring og lamper i drift ⁷⁾	+10 %
	4. Automatisk stans i all vannproduksjon hvis drift er utenfor valideringsområdet	+10 %
	5. Alarm hvis drift er utenfor valideringsområdet	+5 %
	6. Tilfredsstillende rutiner for rengjøring, kontroll og kalibrering av sensorer ⁸⁾	+5 %
	7. Driftsdokumentasjon i form av varighetskurver ⁹⁾	+5 %

1) Summen av inaktiveringskreditt innen hver hovedkategori kan ikke overstige maksimalt fratrekk pga. manglende tiltak innen hovedkategoriene.

2) Minimalt fratrekk i hver kategori er 0 %

3) For eksempel 2 reaktorer á 100% kapasitet, 3 reaktorer á 50% kapasitet, osv.

4) Rentvannstank, høydebasseng eller lign. med volum for minst 12 timers forsyning

5) Kvartsrør, lamper, o-ringer, viskere, viskerdrivverk, ballaster, ballastvifte, UV sensorer, referansesensor og evt.transmisjonsmåler

6) Stans inntil full kapasitet er oppnådd, dvs. i henhold til tabell V1.2

7) Empirisk ligning for doseberegning basert på UV intensitet, vannføring, evt. UV transmisjon og lampestatus

8) Minimum månedlig kontroll/kalibrering med referansesensor, årlig kalibrering av referansesensor

9) Med varighetskurver menes kurver over beregnet dose som funksjon av % av tiden (Norsk Vann Rapport 164/2008). Slike varighetskurver kan være et godt hjelpemiddel for å vurdere driftstilstanden sannsynlighet for svikt i barrierefunksjonen.

Deretter reduseres fratrekket (eller sagt på en annen måte, det gis log kreditt) i hver av hovedkategoriene avhengig av hvilke tiltak som faktisk er gjennomført innenfor de ulike hovedkategoriene på det aktuelle anlegget. Reduksjonen i fratrekk (dvs. log kreditt for gjennomførte tiltak) kan selvsagt ikke overskride verdiene for maksimalt fratrekk for manglende tiltak innen hver hovedkategori.

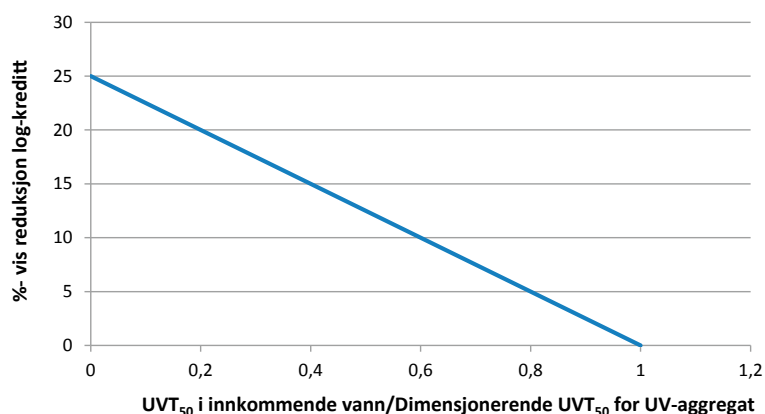
Verdiene for maksimalt fratrekk i inaktiveringsgraden for hovedkategoriene av tiltak, samt verdier for redusert fratrekk på grunn av faktiske gjennomførte tiltak, er angitt i tabell 3.10 – begge i form av prosent av maksimal log inaktiveringskreditt.

Verdiene for faktiske gjennomførte tiltak i tabell 3.10 (dvs. de som kommer til redusert fratrekk i log inaktivering) må også betraktes som maksimalverdier, slik at hvis deler av tiltaket gjennomføres oppnås kun en del av den angitte verdien. Det er åpenbart at det knytter seg usikkerhet til de angitte verdiene i tabell 3.10 og en viss grad av skjønn må utøves.

Ved bruk av tabell 3.9 og 3.10 for å bestemme UV anleggets endelige inaktiveringsgrad skilles det ikke mellom en dimensjonerings- og en driftssituasjon. I en dimensjonerings-situasjon gis det log kreditt for planlagte tiltak innen for eksempel hovedkategori "D - Andre driftsmessige tiltak", mens det i en driftssituasjon gis log kreditt for faktisk gjennomførte og fungerende tiltak. I kapittel 5 er det vist eksempel på hvordan man bestemmer inaktiveringsgraden for UV-anlegg basert på den prosedyren som er beskrevet over.

For å sikre uavhengighet mellom UV-barrieren og tidligere vannbehandlingsbarrierer, skal man ta hensyn til at foregående behandlingssteg kan svikte og påvirke UV-transmisjonen og dermed inaktiveringseffekten. Log reduksjonen i et slikt tilfelle vil avhenge både av UV-transmisjonen i råvannet og den UV-transmisjon som UV-anlegget er dimensjonert for.

Man skal derfor gjøre en prosentuell reduksjon i log-kreditt (etter evt. fratrekk i henhold til tabell 3.10) slik som angitt i figur 3.7.



Figur 3.7 Prosentvis reduksjon av log-kreditt for UV (etter evt. fratrekk i henhold til tabell 3.10) pga. lav UVT_{50mm} i innkommende vann til UV-anlegget samt dets dimensjonering

Ved bruk av Figur 3.7 skal:

Innkommende vann er det vannet som tilføres UV-anlegget i en situasjon der foregående behandlings-steg (som forbedrer UVT) av en eller annen grunn svikter. Innkommende vann vil være råvannet dersom det bare er ett UVT -forbedrende steg foran UV-anlegget (noe som ofte er tilfellet). Dersom det er mer enn ett UVT -forbedrende steg foran UV-anlegget, skal UVT_{50} på innkommende vann settes lik den verdien man kan forvente dersom det mest UVT -forbedrende steg svikter.

$UVT_{50mm, råvann}$ skal ikke sette høyere enn at maksimalt 10 % av UVT_{50} registreringene over året kan være høyere enn denne verdien

Dimensjonerende UVT_{50mm} skal være bestemt ved maksimal vannproduksjon

Fratrekke i log-kreditt kan unngås dersom systemet forutsettes å drives slik at vannmengden som tilføres UV-aggregatet reduseres så mye at den økte dose medfører en opprettholdt log-reduksjon i de perioder da det UVT -forbedrende behandlingstiltak oppstrøms er ute av drift.

Dersom vannproduksjonen stenges automatisk når driftsforholdene i UV-anlegget blir slik at man faller utenfor det driftsområdet som anlegget er sertifisert for, skal det ikke gjøres fratrekk i log-kreditt.

4. Bestemmelse av vannverkets totale barriere status

Når inaktiveringsgrad (log-reduksjon) i desinfeksjonstrinnet i et eksisterende vannverk er bestemt, kan vannverkets totale barrieresituasjon bestemmes (se figur 4.1).

Nødvendig barrierehøyde	$x_1b + y_1v + z_1p$
Barrierer i nedslagsfelt og vannkilde	$x_2b + y_2v + z_2p$
Partikkelseparasjonsbarrierer i vannbehandlingen	$x_3b + y_3v + z_3p$
Desinfeksjonsbarrierer	$x_4b + y_4v + z_4p$
Total barriere status	$[x_1 - (x_2 + x_3 + x_4)]b + [y_1 - (y_2 + y_3 + y_4)]v + [z_1 - (z_2 + z_3 + z_4)]p$

Figur 4.1 Bestemmelse av vannverkets totale barrieresituasjon

Dersom man i sluttresultatet kommer ut med **negative** log verdier for alle parametre (bakterier, virus og parasitter), er barrieresituasjonen tilfredsstillende.

Dersom man for noen eller alle av parameterne kommer ut med **positive** verdier i sluttresultatet, må barriere-tiltakene (i nedslagsfelt/vannkilde, i vannbehandling eller i sluttdesinfeksjonen) styrkes slik at sluttresultatet blir tilfredsstillende (gir negative log-verdier i sluttresultatet).

Når tiltakene er iverksatt, gjennomføres prosedyren på nytt for å verifisere virkningen av tiltakene.

Det er et mål at barrierene i et vannverk er uavhengige, dvs. at én barriere ikke er avhengig av en annen for å kunne virke og at funksjonen av én barriere ikke er basert på de samme forutsetningene som en annen barriere. F.eks. bør ikke to desinfeksjonsmetoder basert på samme prinsipp – plassert etter hverandre – regnes som to fullgode barrierer.

I Norge har Mattilsynet (med utgangspunkt i Drikkevannsforskriften) satt som forutsetning for godkjenning av vannverk at vannverket skal ha minst 2, uavhengige hygieniske barrierer. Praksis har vært at minst én av disse barrierene skal oppnås gjennom desinfeksjonen og én i tiltak i nedslagsfelt og kilde samt vannbehandling.

For å sikre uavhengige barrierer bør summen av enkelttiltak i hovedkategoriene, hhv.:

- Tiltak i nedslagsfelt og kilde og vannbehandling
- Desinfeksjonstiltak ved kjemisk desinfeksjon, UV-desinfeksjon eller god partikkelseparasjon (f.eks. membranfiltrering)

ikke ha mindre inaktiveringsgrad enn $3b + 3v + 2p$ for å bli regnet som en fullgod hygienisk barriere.

Dersom et tiltak kan sies å falle innenfor flere av hovedkategoriene, skal tiltaket bare regnes som en hygienisk barriere i én av hovedkategoriene. Et eksempel på dette er ozonering i anlegg basert på ozonering/biofiltrering, der ozoneringen både gir en behandlingseffekt og en desinfeksjonseffekt.

5. Eksempler på bruk av denne veiledningen

I det følgende skal vi gjennomgå vannverkene i en tenkt kommune, Vannvik, for å vise eksempler på bruk av prosedyre og verktøykasse i MBA-veiledningen.

Vannby kommunen har to vannverk:

- Hovedvannverket, Vannby vannverk, har 20600 tilknyttede personer og benytter innsjøen Vannsjø som kilde
- Lilleby vannverk forsyner 5000 personer i tettstedet Lilleby fra et grunnvannsværk

I forbindelse med planlegging av oppgradering av begge vannverk skal det gjennomføres MBA-analyser.

5.1. Beskrivelse av Vannby vannverk

5.1.1. Vannkilde

Vannverket benytter innsjøen Vannsjø som råvannskilde og forsyner 20600 personer i Vannby. Vannsjø er en dyp innsjø med en typisk norsk vannkvalitet med bløtt og humusholdig vann.

5.1.2. Beskyttelsestiltak i nedslagsfelt og kilde

I nedslagsfeltet er det flere gårdsbruk, boliger, hytter og veier. Området er i en viss grad klausulert fra tidligere og det er innført noen restriksjoner på aktivitet i nedslagsfeltet og i kilden. For eksempel er det et forbud mot sentraliserte kloakkutslipp i kilde og nedslagsfelt, men det er fortsatt en rekke utslipp i nedslagsfeltet fra spredt bebyggelse. Nye restriksjoner planlegges imidlertid i forbindelse med oppgradering av vannverket.

5.1.3. Råvannskvalitet

Det tas ukentlige prøver av råvann, hvor det måles både på *E. coli* og *Clostridium perfringens*. Observasjonene av råvannskvalitet har gitt følgende resultat:

Tabell 5.1 Råvannsdata, Vannby vannverk, Vannvik kommune

År	Indikator	Antall prøver	Antall positive	% positive	Middelverdi antall/100 ml	Høyeste reg. verdi antall/100ml
2010	<i>E. coli</i>	51	8	15,7	0,18	3
	<i>Clostridium perfringens</i>	51	11	21,6	0,24	2
2011	<i>E. coli</i>	52	13	25,0	1,10	14
	<i>Clostridium perfringens</i>	6	2	33,3	0,67	3
2012	<i>E. coli</i>	52	3	5,8	0,06	1
	<i>Clostridium perfringens</i>	9	3	33,3	0,33	1
2013	<i>E. coli</i>	45	2	4,4	0,04	1
	<i>Clostridium perfringens</i>	10	2	20	0,2	1

5.1.4. Vannbehandling

Vannsjø vannverk har i dag kun en enkel behandling, bestående av:

- 1) Siling
- 2) Filtrering gjennom kalsiumkarbonatfiltre – primært for korrosjonskontroll
- 3) Klorering for desinfeksjon

Silanlegget består av siler med 0,1 mm lysåpning.

Kalsiumkarbonatfiltrene drives med en filterhastighet på 7,5 m/h ved maksimalt timeforbruk. Filtrene spyles ca. én gang per måned med klorert rent vann.

Kloranlegget er basert på tilsetning av natriumhypokloritt (NaOCl). Rent vann bassenget, som benyttes som klorkontaktbasseng, har en oppholdstid på 30 min og er oppdelt i to like store kammer. Hver av disse er rektangulært utformet og har skjermer på innløp og utløp, men for øvrig ingen ledevegger i bassengene. Klordoseringen styres slik at den er $0,05 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$ ved utløpet av rent vann bassenget (etter 30 min teoretisk oppholdstid). Ved normal råvannskvalitet ligget doseringen typisk på $0,5 - 0,7 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$.

5.2. Beskrivelse av planlagte barrieretiltak i Vannby vannverk

Vannvik kommune er klar over at dagens vannverk ikke tilfredsstiller kravene til hygieniske barrierer i drikkevannsforskriften og har derfor satt i gang et planleggingsarbeid med tanke på å oppgradere vannverket for å nå dette målet. I dette arbeidet vil man støtte seg på MBA-veiledningen. Man planlegger en rekke nye tiltak.

5.2.1. Barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde

Følgende tiltak, utover de eksisterende, planlegges iverksatt:

- 1) Alle kloakkutslipp saneres ved at det innføres lukkede avløpssystemer (lukket tank) for alle utslipp i nedslagsfeltet
- 2) Det lages en lokal forskrift som setter restriksjoner på hva allmennheten kan foreta seg i kilden (bl.a. forbud mot bruk av vannkilden til båtsport, bading og annen rekreasjon)
- 3) Råvannsinnslaget flyttes til et sted der tracer studier har vist at risikoen for kortslutning av vann fra en bekk i nedslagsfeltet, hvor husdyr beiter, blir sterkt redusert.

5.2.2. Utvidet risikobasert kartleggingsprogram

Det er gjennomført et utvidet, risikobasert kartleggingsprogram i 2013 med 24 prøver over året, tatt etter de anvisninger som er gitt i MBA-veiledningens avsnitt 2.3.3. Resultatet av det utvidede prøveprogram som ble gjennomført i 2013 er gitt i tabell 5.2.

5.2.3. Planlagte vannbehandlingstiltak

Det er besluttet å etablere et anlegg for UV-desinfeksjon i vannbehandlingsanlegget. Kloranlegget kan eventuelt opprettholdes.

Ettersom fargetallet i råvannet er økende og nærmer seg kravet i drikkevannsforskriften (20 mg Pt/l), er det igangsatt et planleggingsarbeid med tanke på å oppgradere vannbehandlingen. To ulike alternativer skal utredes:

- 1) Kalsiumkarbonatfiltrene ombygges til tre-media filtre ved at sand- og antrasittlag legges på toppen av dagens marmor (etter kapping av marmorlaget) og koagulering foran filtrene etableres
- 2) Råvannet tilsettes ozon i et ozonanlegg plassert foran dagens kalsiumkarbonatfiltre som da benyttes som biofilter i tillegg til fortsatt å ha en viss korrosjons-kontrollerende effekt

Vannverkseier ønsker å benytte GDP-veiledningen til å analysere hvilket av de to alternativene som gir best hygienisk barriereeffekt.

Tabell 5.2 Resultater av analyser fra utvidet prøveprogram i 2013, Vannby vannverk

Prøve Nr	E.coli (ant./100 ml)	C.perfringens (ant./100 ml)	Giardia (ant./100 ml)	Cryptosporidium (ant./100 ml)	Sum parasitter (ant./100 ml)
1	2	0	0	0	0
2	4	0	0	0	0
3	3	0	0	0	0
4	5	2	0	0	0
5	29	8	0,05	0,02	0,07
6	27	7	0,02	0	0,01
7	3	1	0	0	0
8	4	1	0	0	0
9	3	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0
11	15	6	0,01	0	0,01
12	11	2	0	0	0
13	2	1	0	0	0
14	0	0	0	0	0
15	4	0	0	0	0
16	19	7	0,08	0,03	0,08
17	16	11	0,04	0	0,04
18	4	0	0	0	0
19	5	1	0	0	0
20	0	0	0	0	0
21	1	0	0	0	0
22	19	12	0	0	0
23	25	8	0	0	0
24	21	6	0,04	0,01	0,05
Middel	9,25	3,04	0,0100	0,0025	0,0108
% > 10 EC	37,5				
% > 3 CP		33,3			
% > 0,01 P			20,8	16,7	25

5.3. Vurdering av barrieresituasjonen i dagens Vannby vannverk

5.3.1. Vannkvalitetsnivå.

Vi bruker figur 2.2 til å bestemme kvalitetsnivået.

Den historiske vannkvalitetsregistreringen (se tabell 5.1) viser:

- 1) > 0 EC og > 0 CP
- 2) > 10 EC og > 3 CP

Det betyr at utvidet kartlegging med risikobasert prøveprogram må gjennomføres, og som nevnt over har vannverkseier gjennomført et slikt program i 2013. Resultatene fra dette (tabell 5.2) viser:

- 1) 9,25 dvs. < 10 EC (*E.coli*/100 ml) (som middelkonsentrasjon over prøveperioden)
men > 10 EC i 37,5 % dvs. mer enn 1/6 (16,7 %) av prøvene
- 2) 0,0108 dvs. > 0,01 P (parasitter/100 ml) som middelkonsentrasjon over prøveperioden
og > 0,01 P i 25 %, dvs. mer enn 1/6 (16,7 %) av prøvene

«Veikartet» i figur 2.2 leder oss da fram til av vannkvalitetsnivået for vannkilden blir: **Da**.

5.3.2. Bestemmelse av nødvendig barrierehøyde:

Anlegget har 20.600 personer tilknyttet og med kvalitetsnivå Da i råvannskilden innebærer dette, ifølge tabell 2.2 i veiledningen, en barrierehøyde på: **6,0b + 6,0v + 4,0p**

5.3.3. Bestemmelse av log-kreditt tiltak i nedslagsfeltet og kilde samt behandling

For vurdering av dagens anlegg er det ingen nye tiltak som gir log-kreditt

For planlagt oppgradering av tiltak i nedslagsfelt og kilde samt vannbehandling, kan det gis følgende log-kreditt:

Barrieretiltak	Log-kreditt
Sanering av kloakkutslipp fra spredt bebyggelse ved introduksjon av krav om tett tank	0,75b + 0,75v + 0,5 p
Introduksjon av lokal forskrift som setter restriksjoner på publikums aktivitet i kilden	0,25b + 0,25v + 0,15p
Flytting av råvannsinntak	0,25b + 0,25v + 0,15p
Summert log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og kilde	1,25b + 1,25v + 0,80p
Filtrering gjennom kalsium-karbonat filtre	0,50b + 0,25v + 0,50 p
Summert log-kreditt i dagens anlegg, før sluttdeinfeksjonen, ved oppgradering av restriktive tiltak i nedslagsfelt og kilde	1,75b + 1,50v + 1,30p

5.3.4. Bestemmelse av log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen i dagens anlegg

Log-reduksjonen for kloreringen beregnes på grunnlag Ct-verdien for kloranlegget. For beregningen av Ct benyttes "verktøykassa" (se kapittel 3 og spesielt avsnitt 3.4 i veiledningen). Det må dessuten tas hensyn til eventuelle mangler med kloranlegget (se tabell 3.7) for å kunne beregne endelig log-reduksjon.

5.3.4.1. Data base

Ettersom Vannsjø er en mellomstor innsjø, settes dimensjonerende temperatur til 4°C selv om det unntaksvis er registrert temperaturer ned mot 2°C. Dimensjonerende pH settes til 8, da pH etter marmorfilteret er 8,1. Dimensjonerende TOC i råvannet er 3,5 mg TOC/l og 3,0 mg/l etter kalsiumkarbonatfiltrene.

I henhold til tabell 3.1 i MBA-veiledningen er da dimensjonerende Ct-verdier ved pH = 8.1:

- 2,0 mg min/l for 3 log log-reduksjon av bakterier
- 8,0 mg min/l for 3 log log-reduksjon av virus
- Klorering gir så lav log-reduksjon av parasitter at den ikke er angitt i tabell 3.1

5.3.4.2. Bestemmelse av effektiv oppholdstid i klorkontaktbassenget

Rent vann bassenget, som har en oppholdstid på 30 min, er oppdelt i to kammer. Hver av disse er rektangulært utformet og har skjermer på innløp og utløp, og noen ledevegger i bassenget. I henhold til tabell 3.2, blir da:

- Hydraulisk faktor (t_{10}/T): 0,5
- Serie faktor(F_s): 1,5

Effektiv oppholdstid (for bestemmelse av Ct) blir da:

$$t_{\text{eff}} = (V/Q) \cdot (t_{10}/T) \cdot F_s = 30 \text{ min} \cdot 0,5 \cdot 1,5 = 22,5 \text{ min}$$

5.3.4.3. Bestemmelse av initialforbruk og nedbrytningskonstant

TOC-innholdet i vannet som kloreres, er i middel 3 mg TOC/l, og klordoseringen er normalt 0,5 – 0,7 mg Cl_2 /l. Vi tar her utgangspunkt i 0,6 mg Cl_2 /l ved bestemmelse av initialforbruk. Dette gir i henhold til avsnitt 3.4.2.2:

- Initialforbruk, IF:
 $0,06 \cdot \text{TOC} + 0,36 \cdot \text{Dose} + 0,08 \cdot C_{\text{Dose}}/\text{TOC} - 0,12$
 $0,06 \cdot 3,0 + 0,36 \cdot 0,6 + 0,08 \cdot 0,6/3,0 - 0,12 = 0,29 \text{ mg } \text{Cl}_2/\text{l}$

$$\text{Dvs : } C_i = 0,6 - 0,29 = 0,31 \text{ mg } \text{Cl}_2/\text{l}$$

- Nedbrytningskonstant, k:
 $0,013 \cdot \text{TOC} - 0,040 \cdot C_i - 0,010 \cdot C_i/\text{TOC} + 0,029$
 $0,013 \cdot 3,0 - 0,040 \cdot 0,31 - 0,010 \cdot 0,31/3,0 + 0,029 = 0,055$

Ettersom vi i dette tilfellet kjenner doseringen og har kunnet beregne C_i og at vi også kjenner restkonsentrasjonen som man har registrert ved denne doseringen, nemlig 0,05 mg Cl_2 /l etter 30 min (dvs. 22,5 min effektiv oppholdstid), kan vi få en sikrere bestemmelse av k ved :

$$k = -1/t \ln (C_u/C_i) = -1/22,5 \cdot \ln (0,05/0,31) = -1/22,5 \cdot (-) 1,82 = 0,081$$

Vi velger derfor å bruke denne nedbrytningskonstanten i Ct-beregningen.

5.3.4.4. Ct-beregning

Ct-beregningen baseres på en $t = t_{\text{eff}} = 22,5 \text{ min}$ og at restklorkonsentrasjonen er 0,05 etter 30 min (dvs. etter $t = t_{\text{eff}} = 22,5 \text{ min}$)

Ct-beregning basert på utløpskonsentrasjonen og nedbrytningskonstanten (avsnitt 3.4.3):

$$Ct = (C_u/k)(e^{kt} - 1), \text{ dvs. } Ct = (0,05/0,081)(e^{0,081 \cdot 22,5} - 1) = 3,8 \text{ mgmin/l}$$

kontroll:

Ct-beregning basert på initialkonsentrasjonen og restklorkonsentrasjonen (avsnitt 3.4.3):

$$Ct = (C_0/k)(1 - e^{-kt}) = (0,31/0,081)(1 - e^{-0,081 \cdot 22,5}) = 3,2 \text{ mgmin/l}$$

Vi velger konservativt den laveste verdi, dvs. $Ct = 3,2 \text{ mgmin/l}$

5.3.4.5. Bestemmelse av inaktiveringsgrad (log-reduksjon)

For å beregne maksimal grad av inaktivering benyttes følgende formel (avsnitt 3.2.2):

$$n_{\text{beregnet}} = n_{\text{nødvendig}} \cdot Ct_{\text{beregnet}} / Ct_{\text{nødvendig}}$$

$$\text{Forventet inaktivering bakterier} : n_{\text{beregnet, bakt.}} = 3 \cdot 3,2/2 = 4,8$$

$$\text{Forventet inaktivering virus} : n_{\text{beregnet, virus}} = 3 \cdot 3,2/8 = 1,2$$

$$\text{Forventet inaktivering parasitter} : \sim 0$$

Det er noen mangler i klordoseringsutrustningen (i forhold til maksimale sikkerhetstiltak, se tabell 3.7) og det må derfor foretas en reduksjon av log-reduksjonen. Med referanse til tabell 3.7 så er situasjonen mht. sikkerhet- og reserveutstyr som følger:

Tiltaks-kategori A	Tiltaks-kategori B	Tiltaks-kategori C
A1 – ikke på plass A2 – på plass	B1 – på plass B2 – ikke på plass B3 – på plass	C1 – på plass C2 – på plass C3 – på plass

Reduksjonen skal skje på grunnlag av beregnet evt. maksimal log-reduksjon. Maksimal log-reduksjon for kjemisk desinfeksjon er $4b + 4v + 3,0p$. Dette innebærer følgende reduksjoner i den Ct-beregnete log reduksjon:

Grunnlag for reduksjonsberegning

$$= 4,0b + 1,2v + 0,0p$$

Mangel på A tiltak (maks.)

$$- 0,10 \cdot [4,0b + 1,2v + 0,0p]$$

A1 tiltak: ikke på plass

A2 tiltak: på plass

$$+ 0,05 \cdot [4,0b + 1,2v + 0,0p]$$

Sum av A tiltak

$$- 0,05 \cdot [4,0b + 1,2v + 0,0]$$

$$= - [0,20b + 0,05v + 0,0p]$$

Mangel på B-tiltak (maks.)

$$- 0,15 \cdot [4,0b + 1,2v + 0,0p]$$

B1 tiltak: på plass

$$+ 0,10 \cdot [4,0b + 1,2v + 0,0p]$$

B2 tiltak: ikke på plass

B3 tiltak: på plass

$$+ 0,10 \cdot [4,0b + 1,2v + 0,0p]$$

Sum B tiltak

$$+ 0,20 \cdot [4,0b + 1,2v + 0,0p]$$

$$= [0,0b + 0,0v + 0,0p]^1$$

Mangel på C tiltak (maks.)

$$- 0,10 \cdot [4,0b + 1,2v + 0,0p]$$

C1 tiltak: på plass

$$+ 0,05 \cdot [4,0b + 1,2v + 0,0]$$

C2 tiltak: på plass

$$+ 0,05 \cdot [4,0b + 1,2v + 0,0]$$

C3 tiltak: på plass

$$+ 0,05 \cdot [4,0b + 1,2v + 0,0]$$

Sum C tiltak

$$+ 0,15 \cdot [4,0b + 1,2v + 0,0p]$$

$$= - [0,0b + 0,0v + 0,0p]^1$$

Log-reduksjon for dagens klorerings anlegg (etter fratrekk)

$$= 3,8 b + 1,15v + 0,0p$$

1) Summen av log-kreditt for barrieretiltak innenfor en hovedkategori kan ikke overgå det maksimale fratrekket
I log-reduksjon for den kategorien

5.3.5. Vurdering av barriereeffekten i dagens anlegg

Prosedyren fører fram til følgende sluttresultat vedrørende barriereeffekten i dagens anlegg:¹⁾

Nødvendig barrierehøyde:	$+ [6,00b + 6,00v + 4,00p]$
- Log-kreditt knyttet til vannkilde og nedslagsfelt	$- [0,00b + 0,00v + 0,00p]$ ¹⁾
- Log-kreditt knyttet til vannbehandling	$- [0,50b + 0,25v + 0,50p]$
- Log-kreditt knyttet til sluttdeinfeksjonen (klorering)	$- [3,80b + 1,15v + 0,00p]$
= Sluttresultat	$+ 1,70b + 4,60v + 3,50p$

1) Log-kreditt for tiltak i nedslagsfelt og kilde kan bare gis for nye tiltak i forhold til den situasjon man hadde da vannkvalitetsnivået ble bestemt

Med oppgraderte tiltak i nedslagsfelt og kilde:

Nødvendig barrierehøyde:	$+ [6,00b + 6,00v + 4,00p]$
- Log-kreditt knyttet til vannkilde og nedslagsfelt	$- [1,25b + 1,25v + 0,80p]$
- Log-kreditt knyttet til vannbehandling	$- [0,50b + 0,25v + 0,50p]$
- Log-kreditt knyttet til sluttdeinfeksjonen (klorering)	$- [3,80b + 1,15v + 0,00p]$
= Sluttresultat	$+ 0,45b + 3,35v + 2,70p$

Det er altså klart at dagens kloreringsanlegg ikke gir tilfredsstillende inaktiverings-effekt, verken i dagens situasjon eller i en situasjon der de vedtatte oppgraderte barriere-tiltak i nedslagsfelt og kilde blir gjennomførte.

Et alternativ ville være å bedre inaktiveringsgraden (log-reduksjonen) i sluttdeinfeksjonen, f.eks. ved introduksjon av UV-desinfeksjon i dagens anlegg i tillegg til de nye restriksjoner på aktivitet i nedslagsfelt og kilde. Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen ville da måtte være:

Nødvendig barrierehøyde:	$+ [6,00b + 6,00v + 4,00p]$
- Log-kreditt knyttet til vannkilde og nedslagsfelt	$- [1,25b + 1,25v + 0,80p]$
- Log-kreditt knyttet til vannbehandling	$- [0,50b + 0,25v + 0,50p]$
= Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen	$+ 4,25b + 4,50v + 2,70p$

Den maksimale log-reduksjon som kan oppnås med et UV-anlegg (forutsatt dose på 40 MJ/cm² og ingen fratrekk pga. sikkerhetsbrister), er 4,0b + 3,5v + 4,0p (se tabell 3.9). Dette viser at det ikke er tilstrekkelig å erstatte dagens kloreringsanlegg med et nytt UV-anlegg i dagens anlegg.

Dersom kloreringsanlegget beholdes, vil situasjonen for hele vannverket bli som følger (forutsatt UV-anlegg med dose på 40 MJ/cm² og ingen fratrekk pga. sikkerhetsbrister):

Nødvendig barrierehøyde :	$+ [6,00b + 6,00v + 4,00p]$
- Log-kreditt knyttet til vannkilde og nedslagsfelt	$- [1,25b + 1,25v + 0,80p]$
- Log-kreditt knyttet til vannbehandling	$- [0,50b + 0,25v + 0,50p]$
- Log-kreditt for UV-desinfeksjon (maksimum)	$- [4,00b + 3,50v + 4,00p]$
- Log-kreditt for klorering	$- [3,80b + 1,15v + 0,00p]$
= Sluttresultat	$- 3,55b - 0,15v - 1,30p$

Verdiene for alle log-reduksjonene i sluttresultatet er negative, noe som betyr at de hygieniske barrierer i en slik situasjon ville være tilfredsstillende. Man er nær ved ikke å klare det når det gjelder virus, noe som bl.a. har sammenheng med den høye pH (pH=8,1) etter kalsium-karbonat filtrene.

Basert på det faktum at fargetallet er økende, anbefaler kommunens rådgiver å utrede en oppgradering også av vannbehandlingen – i tillegg til sluttdeinfeksjonen etter de alternativer som ble skissert innledningsvis.

I tilknytning til dette arbeidet hentes det inn tilbud, f.eks. på UV-anlegg, ozon-anlegg osv. Prisen kan være avgjørende for valg av leverandør og det anlegg som blir valgt har lavest pris men noen sikkerhets- og overvåkningsbrister. Det skal gjøres derfor gjøres en analyse av hva log-reduksjonen i det tilbudte UV-anlegget vil bli.

5.4. Bestemmelse av forventet log-reduksjon i tilbudt UV-anlegg

Beregning av log-reduksjon for UV-anlegg er beskrevet i avsnitt 3.9.2.

UV-anlegget er tilbudt med en dose på 40 mJ/cm² validert biodosimetrisk etter ÖNORM. Det er tilbudt med følgende utstyr og driftskaraktistikker – med referanse til tabell 3.10:

Tiltaks-kategori A	Tiltaks-kategori B	Tiltaks-kategori C	Tiltaks-kategori D
A1 – på plass A2 – ikke på plass	B1 – ikke på plass B2 – på plass B3 – ikke på plass	C1 – på plass C2 – på plass C3 – på plass C4 – på plass C5 – på plass C6 – ikke på plass	D1 – på plass D2 – ikke på plass D3 – på plass D4 – ikke på plass D5 – på plass D6 – på plass D7 – ikke på plass

For å sikre uavhengighet mellom UV-anlegget og vannbehandlingen må det også gjøres en reduksjon i beregnet log-reduksjon dersom UV-transmisjonen i råvannet kan bli høyere enn det anlegget er dimensjonert for (se figur 3.7).

Beregnet inaktiveringsgrad for UV-anlegget blir da som følger (se tabell 3.10):

Maksimal log-reduksjon for UV-anlegg (40 mJ/cm²) +[4,0b + 3,5v + 4,0p]

Manglende A tiltak (maks.) - 0,10 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

A1 tiltak: på plass + 0,10 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

A2 tiltak: ikke på plass

Sum A tiltak 0,00 · [4,0b + 3,5v + 4,0p] - [0,0b + 0,0v + 0,0p]

Manglende B tiltak (maks.) - 0,20 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

B1 tiltak: ikke på plass

B2 tiltak: på plass +0,10 · [4,0b + 3,5v + 4,0p]

B3 tiltak: ikke på plass

Sum B tiltak - 0,10 · [4,0b + 3,5v + 4,0p] -[0,4b + 0,35v + 0,4p]

1) Summen av log inaktiveringskreditt for faktiske gjennomførte tiltak innen en hovedkategori kan ikke overskride det angitte fratrekket i log inaktiveringskreditt for manglende tiltak angitt for gjeldene hovedkategori.

Maks. manglende C tiltak	$- 0,30 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
C1 tiltak: på plass	$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
C2 tiltak: på plass	$+0,10 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
C3 tiltak: på plass	$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
C4 tiltak: på plass	$+0,10 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
C5 tiltak: på plass	$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
C6 tiltak: ikke på plass		
Sum C tiltak	$+ 0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	$+ [0,0b + 0,0v + 0,0p]^1$
Manglende D tiltak (tabell 4.10)	$- 0,30 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
D1 tiltak: på plass	$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
D2 tiltak: ikke på plass		
D3 tiltak: på plass	$+0,10 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
D4 tiltak: ikke på plass		
D5 tiltak: på plass	$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
D6 tiltak: på plass	$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
D7 tiltak: ikke på plass		
Sum D tiltak	$- 0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	$- [0,2b + 0,175v + 0,2p]$
Beregnet inaktiveringsgrad for UV-anlegget blir da:		3,4b + 3,0v + 3,4p

Fargetallet i Vannsjø er økende og kan i enkelte situasjoner komme over 20 mg Pt/l. Vi må ta hensyn til dette for å sikre uavhengighet mellom UV-barrieren og vannbehandlings-barrieren – i overensstemmelse med figur 3.7. Anlegget som er tilbudt har blitt dimensjonert for en UV-transmisjon på $UVT_{50} = 50\%$ ved maksimal vannproduksjon. Basert på UVT -målinger i Vannsjø over det siste året har man konstatert at 10 % av prøvene har hatt en UVT_{50} under 30%. Det betyr at forholdet $UVT_{50, \text{råvann}} / UVT_{50, \text{dim.}} = 0,3/0,5 = 0,6$. Fra figur 3.7 finner man at reduksjonen i log-reduksjon da skal være 20% og følgende:

Endelig log-reduksjon for det tilbudte UV- anlegget blir da:
 $(1-0,2) \cdot (3,4b + 3,0v + 3,4p) = \mathbf{2,7b + 2,4v + 2,7p}$

Dersom UV-anlegget installeres uten å oppgradere vannbehandlingen på noen måte, vil den totale barriere-situasjonen i vannverket bli som følger:

Nødvendig barrierehøyde	$+ [6,00b + 6,00v + 4,00p]$
- Log-kreditt knyttet til vannkilde og nedslagsfelt	$- [1,25b + 1,25v + 0,80p]$
- Log-kreditt knyttet til vannbehandling	$- [0,50b + 0,25v + 0,50p]$
- Log-kreditt for UV-desinfeksjon (maksimum)	$- [2,70b + 2,40v + 2,70p]$
- Log-kreditt for klorering	$- [3,80b + 1,15v + 0,00p]$
= Sluttresultat	- 2,25b + 0,85v - 0,00p

Det betyr at det ikke er tilstrekkelig å installere det tilbudte UV-anlegget selv om kloreringsanlegget opprettholdes. Som vi også beviste over ville det selv med et anlegg uten sikkerhets og overvåkningsbrister ikke være tilstrekkelig barrierehøyde.

Vannverkseier har imidlertid også vært innstilt på oppgradering av vannbehandlingen, noe MBA-analysen viser vil være nødvendig for å få en god barriere situasjon.

5.5. Analyse av de alternative metoder for oppgradering av vannbehandlingen ved Vannby vannverk

Ettersom fargetallet i råvannet er økende og nærmer seg kravet i drikkevannsforskriften (20 mg Pt/l) har vannverkseier igangsatt et planleggingsarbeid med tanke på å bygge om vannbehandlingen. To ulike alternativer utredes:

- 1) Kalsiumkarbonatfiltrene ombygges til tre-media filtre ved at sand- og antrasittlag legges på toppen av dagens marmor-lag (ved kapping av marmor-laget) og koagulering før filtrene etableres. Slutt-desinfeksjonen vil bestå av det tilbudte UV-anlegget og kloranlegget kan, om nødvendig, opprettholdes
- 2) Råvannet ozoneres før dagens kalsiumkarbonatfiltre som da benyttes for biofilter i tillegg til å være et korrosjonskontroll-filter. Slutt-desinfeksjonen vil bestå av det tilbudte UV-anlegget og kloranlegget kan, om nødvendig, opprettholdes

Vannverkseier ønsker at GDP-veiledningen benyttes til å analysere hvilke av de to alternativene som gir best hygienisk barriereeffekt.

5.5.1. Ombygging til et tre-media direkte-filtrerings-anlegg med koagulering

I henhold til tabell 3.9 kan man få en log-kreditt på $2,25b + 1,5v + 2,25p$ dersom man i et direktefiltreringsanlegg klarer å opprettholde bedre utløpsturbiditet enn 0,2 NTU og $2,5b + 2,0v + 2,5p$ dersom man har tilstrekkelig høy koagulant-dosering og tilstrekkelig god overvåkning til at man klarer en turbiditet i utløpet bedre enn 0,1 NTU. I det siste tilfellet anbefales dessuten at fargefjerningen bør være $> 70\%$ i minst 90 % av tiden dersom anlegget er bygget for å fjerne humus.

Det siste er et svært strengt krav og vi forutsetter derfor her en log-kreditt på: $2,0b + 1,5v + 2,5p$ ettersom råvannet har relativt lavt fargetall og at det kan være vanskelig å oppnå 70 % fargereduksjon.

Først analyserer vi situasjonen dersom kloreringsanlegget utelates

Nødvendig barrierehøyde	$+ [6,00b + 6,00v + 4,00p]$
- Log-kreditt knyttet til vannkilde og nedslagsfelt	$- [1,25b + 1,25v + 0,80p]$
- Log-kreditt knyttet til vannbehandling	$- [2,25b + 1,50v + 2,25p]$
- Log-kreditt for UV-desinfeksjon	$- [2,70b + 2,40v + 2,70p]$
= Sluttresultat	$- 0,20b + 0,85v - 1,75p$

Vi ser at selv med denne oppgradert vannbehandlingen blir virus-barrieren for lav dersom kloreringen ikke inkluderes. Når denne inkluderes forandrer situasjonen seg bl. a fordi kloreringen nå vil skje ved en lavere pH (7-8) slik at log-reduksjonen for kloreringen nå blir:

Log-reduksjon for bakterier	$: n_{\text{beregnet, bakt}} = 3 \cdot 3,2/1,5 = 6,4$
Log-reduksjon for virus	$: n_{\text{beregnet, virus}} = 3 \cdot 3,2/6 = 1,6$
Log-reduksjon for parasitter	$: \sim 0$

Men ettersom den maksimale log-reduksjon for kjemiske desinfeksjonsmetoder er $4b + 4v + 3p$, vil log-reduksjonen i kloreringssteget i dette anlegget bli: $3,8b + 1,6v + 0,0p$ - om vi forutsetter samme reduksjon pga. mangler i klordoseringsutrustningen som før.

Barriere status for hele vannverket blir da:

Nødvendig barrierehøyde	$+ [6,00b + 6,00v + 4,00p]$
- Log-kreditt knyttet til vannkilde og nedslagsfelt	$- [1,25b + 1,25v + 0,80p]$
- Log-kreditt knyttet til vannbehandling	$- [2,25b + 1,50v + 2,25p]$
- Log-kreditt for UV-desinfeksjon	$- [2,70b + 2,40v + 2,70p]$
- Log-kreditt for klorering	$- [3,80b + 1,60v + 0,00p]$
= Sluttresultat	- 4,00b - 0,75v - 1,75p

Ved å introdusere koagulering direkte-filtrering i det ombygde filteret samt etablere det tilbudte UV-anlegget og opprettholde kloranlegget, vil vannverket få en tilfredsstillende barriersituasjon

5.5.2. Ombygging til vannbehandlingsanlegg basert på ozonering/biofiltrering

I dette tilfellet vil et ozonanlegg, dvs. ozongenerator, kontaktkolonne og reaksjonsbasseng, etableres og settes inn i vannstrømmen etter silanlegget og før kalsium karbonat filtrene. De eksisterende filtrene blir da kombinerte biofiltre og korrosjonskontrollfiltre. Det tas her ikke stilling til om dette er en tilstrekkelig tilfredsstillende metode for fargefjerning og korrosjonskontroll.

Et alternativ ville være å bytte ut marmoren med en annen filtermasse, f.eks. sand, ekspandert leire (Filtralite) eller granulært aktivt kull. I denne evalueringen forutsetter vi imidlertid at marmor filteret gir en akseptabel vokseflate for biofilm (selv om marmoren må utskiftes med jevne mellomrom) og at den korrosjonskontrollerende effekten kan opprettholdes, med en litt redusert pH etter filtrering, dvs. pH=7-8.

Råvannets TOC-innhold er 3,5 mg TOC/l og nødvendig ozondose for å oppnå ønsket fargereduksjon er 1,2 mg O₃/mg TOC, dvs. 4,2 mg O₃/l. Råvannets pH = 6,8

Anlegget bygges opp med injektor-innblanding av ozon og en motstrøms kontakttank med pakket kolonne med en oppholdstid på 5 min og en medstrøms reaksjonstank (uten tilførsel av ozon og uten pakning) med oppholdstid 10 min. Anlegget skal drives slik at restkonsentrasjonen ut fra reaksjonstanken er lav og ligger på ca. 0,1 mg O₃/l.

Anlegget er planlagt med følgende sikkerhets- og kontrolltiltak, med referanse til tabell 3.7 for forklaring av tiltak:

Tiltaks-kategori A	Tiltaks-kategori B	Tiltaks-kategori C
A1 - ikke på plass A2 - på plass	B1 - på plass B2 - ikke på plass B3 - på plass	C1 - på plass C2 - ikke på plass C3 - ikke på plass

Beskrivelsen av beregning av Ct for ozonanlegg er vist i avsnitt 3.7.

Vi er nå i en dimensjoneringsituasjon og følger det «veikartet» som er gitt i avsnitt V3.3.2 i vedlegg 3 og bruker beregning basert på ozondose, ettersom vi kjenner denne da den er knyttet til nødvendig dose for fargefjerning.

Vi følger veikartet i henhold til V3.3.2 basert på ozondose:

- 1) Ønsket ozondose: $4,2 \text{ mg O}_3/\text{l}$
- 2) Ozonoverføringsgraden (se tabell 3.5): 0,90 (kontakttank: pakket bobletank)
- 3) Initialforbruk (IF) og nedbrytningskonstant (k)

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

$$= 0,14 \cdot 3,5 + 0,58 \cdot 4,2 + 0,09 \cdot (4,2/3,5) + 0,07 \cdot 6,8 - 0,92$$

$$= 2,6$$

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

$$= 0,050 \cdot 3,5 - 0,032 \cdot (4,2/0,9 - 2,6) - 0,017 \cdot (2,6/3,5) + 0,084 \cdot 6,8 - 0,48$$

$$= 0,22$$
- 4) Antall segmenter i kontakttank: 1
Antall segmenter i reaksjonstank: 1
- 5) Volum kontakttank = $V_{\text{KT}} = Q (\text{m}^3/\text{min}) \cdot 5 \text{ min}$
Volum reaksjonstank = $V_{\text{RT}} = Q (\text{m}^3/\text{min}) \cdot 10 \text{ min}$
- 6) Effektiv kontakttid kontakttank (se tabell 3.3): $5 \text{ min} \cdot 0,85 = 4,25 \text{ min}$
Effektiv kontakttid reaksjonstank (se tabell 3.3): $10 \text{ min} \cdot 0,70 = 7 \text{ min}$
- 7) Initialkonsentrasjonen:
 $C_i = (C_{\text{dose}} - \text{IF})/k_{\text{overf.}} = (4,2 - 2,6)/0,90 = 1,78 \text{ mg O}_3/\text{l}$
- 8) Utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken:
 $C_{\text{ut-k}} = C_i \cdot e^{-k \cdot t_k} = 1,78 \cdot e^{-0,22 \cdot 4,25} = 0,70 \text{ mg O}_3/\text{l}$
- 9) Innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken:
 $C_{\text{inn-r}} = C_{\text{ut-k}} = 0,70 \text{ mg O}_3/\text{l}$
- 10) Utløpskonsentrasjonen fra reaksjonstanken:
 $C_{\text{ut-r}} = C_{\text{inn-r}} \cdot e^{-k \cdot t_r} = 0,70 \cdot e^{-0,22 \cdot 7} = 0,15 \text{ mg O}_3/\text{l}$
- 11) Kontroll: ønsket restkonsentrasjon ca. $0,1 \text{ mg O}_3/\text{l}$ - OK
- 12) Effektiv konsentrasjon i kontakttanken (se tabell 3.6)
 $C_{\text{eff-k}} = C_{\text{u-k}} = 0,70 \text{ mg O}_3/\text{l}$
- 13) Ct-verdi for kontakttanken:
 $C \cdot t_k = C_{\text{eff-k}} \cdot t_k = 0,70 \cdot 4,25 = 2,98 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{l}$
- 14) Ct-verdi for reaksjonstanken:
 $C \cdot t_r = (C_{\text{inn-r}}/k)(1 - e^{-k \cdot t_r}) = 0,70/0,22 \cdot (1 - e^{-0,22 \cdot 7}) = 2,50 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{l}$
- 15) Total Ct verdi = $2,98 + 2,50 = 5,48 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{l}$
- 16) Inaktiveringsgrad: $n_{\text{beregnet}} = n_{\text{nødvendig}} \cdot C_{\text{t,beregnet}}/C_{\text{t,nødvendig}}$

Inaktivering bakterier	: $n_{\text{beregnet, bakt.}}$	$= 3 \cdot 5,48/0,5$	$= 32,9$
Inaktivering virus	: $n_{\text{beregnet, virus}}$	$= 3 \cdot 5,48/1$	$= 16,4$
Inaktivering <i>Giardia</i>	: $n_{\text{beregnet, Giardia}}$	$= 2 \cdot 5,48/1,5$	$= 7,3$
Inaktivering <i>Cryptosporidium</i>	: $n_{\text{beregnet, Crypto}}$	$= 2 \cdot 5,48/30$	$= 0,36$

Vi ser at verdiene for bakterier, virus og *Giardia* er høyere enn det som man kan kreditere ozonering i henhold til avsnitt 3.2, nemlig $4b + 4v + 3p$. I den videre behandling settes derfor log-reduksjonen til: $4,0b + 4,0v + 0,34p$.

Dersom man av en eller annen årsak ville se bort fra , ville man regnet videre med $4,0b + 4,0v + 3,0p$ (*Giardia*).

Vi må så ta hensyn til eventuelle fratrekk i inaktiveringsgrad som skyldes manglende sikkerhetstiltak, se avsnitt 3.8 og tabell 3.7 for forklaring av tiltak.

Beregnet/maksimal inaktivering

$$= 4,0b + 4,0v + 0,34p$$

Manglende A tiltak (maks.) **- 0,10 · [4,0b + 4,0v + 0,34p]**

A1 tiltak – ikke på plass

A2 tiltak – på plass $+0,05 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,34p]$ Sum A tiltak $- 0,05 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,33p]$ $= - [0,2b + 0,2v + 0,02p]$ **Manglende B tiltak (maks.)** **- 0,15 · [4,0b + 4,0v + 0,33p]**B1 tiltak – på plass $+ 0,10 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,33p]$

B2 tiltak – ikke på plass

B3 tiltak – på plass $+ 0,05 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,33p]$ Sum B tiltak $0,00 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,33p]$ $= - [0,0b + 0,0v + 0,00p]^{1)}$ **Manglende C tiltak (maks.)** **- 0,10 · [4,0b + 4,0v + 0,34p]**C1 tiltak er på plass $+ 0,05 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,34p]$

C2 tiltak er ikke på plass

C3 tiltak er ikke på plass

Sum C tiltak $- 0,05 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,34p]$ $= - [0,2b + 0,2v + 0,02p]$ **Endelig beregnet inaktivering for ozon-anlegget blir da**

$$= +3,6b + 3,6v + 0,32p$$

1) Summen av log inaktiveringskreditt for faktiske gjennomførte tiltak innen en hovedkategori kan ikke overskride det angitte fratrekket i log inaktiveringskreditt for manglende tiltak angitt for gjeldene hovedkategori.

Dersom vi hadde sett bort fra *Cryptosporidium* og bare hadde fokusert på *Giardia*, ville inaktiveringen vært:
 $3,6b + 3,6v + 2,7p$.

Sluttresultatet for et vannverk med ozonering/biofiltrering i vannbehandlingssteget blir da:

Nødvendig barrierehøyde	$+ [6,00b + 6,00v + 4,00p]$
- Log-kreditt knyttet til vannkilde og nedslagsfelt	$- [1,25b + 1,25v + 0,80p]$
- Log-kreditt knyttet til vannbehandling	
Ozoneringen	$- [3,60b + 3,60v + 0,30p]$
Biofiltreringen	$- [0,50b + 0,25v + 0,50p]$
- Log-kreditt for UV-desinfeksjon	$- [2,70b + 2,40v + 2,70p]$
- Log-kreditt for kloreringen (pH = 7-8)	$- [3,80b + 1,60v + 0,00p]$
= Sluttresultat	$- 5,85b - 3,10v - 0,30p$

Uten kloreringssteget ville sluttresultatet ha blitt: $- 2,05b - 1,50v - 0,30p$

Det betyr altså at med dette behandlingsalternativet vil man kunne klare seg uten kloreringssteget. Det anbefales likevel å beholde det ettersom det vil tilføre vannverket en ekstra, uavhengig barriere.

5.6. Lilleby vannverk

Det mindre vannverket for tettstedet Lilleby forsyner vann til 5000 personer fra 2 grunnvannsbrønner (i løsmasser)

Det har tidligere ikke vært gjort noen særlige barrieretiltak unntatt inngjerding av brønnsone (sone 0) og låsing av gjerdeport. I forbindelse med planlagt oppgradering av vannverket har man til hensikt å sette inn noen nye barrieretiltak i det nære tilsigsområdet (sone 1). Det forekommer idag ingen behandling av grunnvannet – heller ikke desinfeksjon. Det har blitt tatt månedlige prøver av vannet og det er ikke registrert *E. coli* eller *Clostridium perfringens* noensinne. Basert på figur 2.2 blir vannkvalitetsnivået A, og fra tabell 2.2 kan man finne at nødvendig barrierehøyde blir: **3,5b + 3,5v + 2,5p**.

5.6.1. Planlagte barrieretiltak i den nærmeste tilsigssonen (sone 1) i Lilleby vannverk

I tillegg til de eksisterende barrieretiltak (inngjerding), planlegger man følgende nye tiltak i den nære tilsigssonen, som vil gi følgende log-kreditt:

Brønnsone	Barriere tiltak	Log-kreditt
Sone 1 Den nære tilsigssonen	Innføring av forbud mot all form for kloakkutslipp til grunnen, inkludert utslipp fra spredt bebyggelse, spredning av kloakkslam etc.	0,75b + 0,75v + 0,5p
	Innføring av et forbud mot alle former for nybygg og andre potensielt forurensende aktiviteter i sonen herunder all form for avfallsdeponering	0,25b + 0,25v + 0,15p
Summert log-kreditt for barrieretiltak in den nære tilsigssonen til brønnene		1,25b + 1,25v + 0,75p

Den totale kreditt for planlagte tiltak i den nære tilsigssonen av grunnvannsanlegget overskrider ikke den maksimale log-reduksjon som kan gis for tiltak vist i tabell 2.3

5.6.2. Planlagt vannbehandlingstiltak i Lilleby vannverk

Det er åpenbart at de planlagte tiltak i den nære tilsigs-sonen til grunnvannsbrønnene er ikke tilstrekkelig barrierevirkning til å møte den nødvendige barrierehøyden på: **3,5b + 3,5v + 2,5p** ettersom minst en log-reduksjon på minst 1,75p vil måtte kreves for å få en tilfredsstillende parasittbarriere. UV-desinfeksjon eller en god partikkelseparasjonsprosess må settes inn for å klare kravet mht. parasitter

Firmaet som tilbød UV-anlegg til Vannsjø vannverk, tilbød samtidig den samme type (men mindre) anlegg (dvs. med det samme utstyret og derfor også de samme sikkerhets- og overvåkningsbrister). Forskjellen mellom de to anlegg er at UV-transmisjonen i grunnvannet fra Lilleby vannverk er svært høy i forhold til hva anlegget er dimensjonert for ($UVT_{50, \text{råvann}} = 0,9$ og $UVT_{50, \text{dim.}} = 0,5$). Dersom blir det ikke noe reduksjon i den beregnede log-reduksjonen pga. lav UVT_{50} i råvannet og log-reduksjonen for UV-anlegget er derfor: **3,4b + 3,0v + 3,4p** (se avsnitt 5.4.1)

Et alternativ til UV-desinfeksjon er installering av et membranlegg (UF-membran) som vil gi en log-kreditt på: 2,5b + 2,0v + 2,5p, og begge alternativer skal vurderes under.

Sluttresultatet av barriereanalysen med de restriktive tiltak som er foreslått i det nære tilsigsområdet samt installering av UV-anlegg, vil bli:

Nødvendig barrierenivå	$+ [3,50b + 3,50v + 2,50p]$
- Log-kreditt for tiltak i det nære tilsigsområdet:	$- [1,25b + 1,25v + 0,75p]$
- Log-kreditt for det UV-anlegget som er tilbudt	$- [3,40b + 3,00v + 3,40p]$
Resultat	$- 1,15b - 0,75v - 1,65p$

Sluttresultatet av barriereanalysen med de restriktive tiltak som er foreslått i det nære tilsigsområdet samt installering av membran(UF)-anlegg, vil bli:

Nødvendig barrierenivå	$+ [3,50b + 3,50v + 2,50p]$
- Log-kreditt for tiltak i det nære tilsigsområdet:	$- [1,25b + 1,25v + 0,75p]$
- Log-kreditt for det UF-anlegget	$- [2,50b + 2,00v + 2,50p]$
Resultat	$- 0,75b - 0,25v - 0,75p$

Begge vannbehandlingsmetoder (UV-desinfeksjon og UF-filtrering) vil gi tilfredsstillende barriere situasjon for Lilleby vannverk, men ettersom råvannskvaliteten er så god og UV-desinfeksjon gir den beste barriere, totalt sett, anbefales Lilleby å gå inn for dette.

Referanser

Chick, H. (1908) *An investigation of laws of disinfection*. Journal of Hygiene, 8, 92 pp. 158

Eikebrokk, B., Ræstad, C., Hem, L.J., Gjerstad, K.O. (2008) *Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann*. Norsk Vann Rapport 164/2008

Guillot, E. and Loret, J-F. (2010) *Waterborne pathogens: Review for the Drinking Water Industry*. GWRC Report Series, IWA Publishing, London

Helse og omsorgsdepartementet (2001) *Forskrift om vannforsyning og drikkevann* (Drikkevannsforskriften) FOR 2001-12-04 nr. 1372 <http://www.lovdata.no/cgi-wift/lides?doc=/sf/sf/sf-20011204-1372.html>

Hem, L.J., Eikebrokk, B., Røstum, J., Weideborg, M. og Østerhus, S.W. (2008) Vannkilden som hygienisk barriere. Norsk Vann rapport B10 2008

Hem, L.J. og Thorsen, T. (2008) *Driftserfaringer med membranfiltrering*. Norsk Vann rapport 160/2008

Hijnen, W.A.M and Medema, G. (2010) *Elimination of micro-organisms by water treatment processes*. KWR Water Cycle Research Institute Series. IWA Publishing, London, UK

Mattilsynet (2005) *Veileder til drikkevannsforskriften*. Revidert utgave i 2005. <http://www.mattilsynet.no>

Nasjonalt Folkehelseinstitutt, FHI (2006) *Vannforsyningens ABC*, <http://www.fhi.no>

Templeton (2008) *UV disinfection of Drinking Water: Opportunities, Limitations and the UK context*. Proc. UV-workshop, Imperial College, London, 15.09.2008

USEPA (2006) *Ultraviolet disinfection guidance manual for the final long term 2 enhanced surface water treatment rule*. EPA 815-R-06-007 <http://www.epa.gov/safewater/disinfection/lt2/compliance.html>

White, G.C. (1985) *Handbook of chlorination*. 2. ed. Van Nostrand-Reinhold Publ., New York

WHO (2011) *Guidelines for Drinking-water quality*, 4. utg. Volume 1. Recommendations

WHO (2005) *Water Safety Plan* http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/wsp0506/en/index.html

Ødegaard, H., Fiksdal, L., Østerhus, S. (2006) *Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann*. NORVAR Prosjektrapport 147/2006

Ødegaard, H., Østerhus, S., Melin, E. (2009a) *Optimal desinfeksjonspraksis, fase II*. Norsk Vann Rapport 169/2009

Ødegaard, H., Østerhus, S., Melin, E. (2009b) *Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis*. Norsk Vann Rapport 170/2009

Ødegaard, H. and Østerhus, S., Melin, E. (2014) *Microbial barrier analysis (MBA) – a Guideline*. Norsk Vann rapport 202/2014. ISBN 978-82-414-0352-1

Vedlegg 1. Om desinfeksjonsmetoder

I dette vedlegget gis det en kort innføring i ulike desinfeksjonsmetoder for å gi grunnlag til å forstå de anbefalinger som gis i MBA-veiledningen. Det er ikke meningen at dette er en fyllestgjørende beskrivelse. For grundigere innføring i desinfeksjonsmetoder, vises det til Norsk Vann rapport 147, 2006 (Ødegaard et al, 2006) og Norsk Vann rapport 164, 2008 (Eikebrokk et al, 2008) samt annen spesiallitteratur på området.

V1.1 Generelt om desinfeksjon

De desinfeksjonsmetodene som brukes i offentlige vannbehandlingsanlegg, er i all vesentlig grad basert på tilsetning av kjemiske oksidasjonsmidler (primært klorforbindelser og ozon) eller UV-belysning (UV-desinfeksjon), eventuelt kombinasjoner av disse metodene, og bare disse metodene omtales i MBA-veiledningen.

Kjemiske desinfeksjonsmidler oksiderer organisk stoff og påvirker mikroorganismene slik at de inaktiveres. UV-desinfeksjon endrer mikroorganismenes genetiske materiale, noe som også fører til inaktivering og utdøing.

I forbindelse med desinfeksjon kan man støte på følgende begreper:

- **For-desinfeksjon** innebærer at man tilsetter et oksidasjonsmiddel (som samtidig er et desinfeksjonsmiddel) til råvannet for å oppnå en oksidasjonseffekt (av jern, organisk stoff etc.) og hvor man samtidig får en desinfeksjonseffekt.
- **Primær-desinfeksjon** er den egentlige desinfeksjon, dvs. den prosess som primært tar sikte på å inaktivere mikroorganismer i anlegget og bare har det som hensikt.
- **Sekundær-desinfeksjon** er tilsetning av et desinfeksjonsmiddel i den primære hensikt å hindre/inaktivere mikroorganismer på ledningsnett, enten for å møte en forurensning på nettet eller for å hindre begroing.

V1.2 Faktorer som påvirker desinfeksjonseffektiviteten

Desinfeksjonseffektiviteten ved tilsetning av kjemiske desinfeksjonsmidler (klor eller ozon) avhenger av følgende faktorer:

- Kontakttiden mellom desinfeksjonsmidlet og organismene som skal inaktiveres
- Konsentrasjon og type av desinfeksjonsmiddel
- Strømningsbildet i desinfeksjonsreaktoren
- Antall og typer av organismer som skal inaktiveres
- Vannets sammensetning og temperatur

Generelt gjelder at jo renere vannet er før desinfeksjon, jo mer effektiv er desinfeksjonen - ettersom både organisk stoff og partikler nedsetter desinfeksjonseffektiviteten. Derfor har ikke bare driften av desinfeksjonsanlegget betydning men i høy grad også driften av vannbehandlingen forøvrig. De mest kritiske situasjonene har man derfor når råvannet generelt sett blir av dårlig kvalitet (f.eks. i forbindelse med flom) og/eller vannbehandlingen for øvrig bryter sammen.

V1.2.1 Kontakttid

Generelt gjelder at effektiviteten vil øke med økende kontakttid ved en gitt konsentrasjon av desinfeksjonsmiddel. Desinfeksjonshastigheten, dvs. hastigheten hvormed mikroorganismer dør ut ved tilførsel av desinfeksjonsmiddel, uttrykkes vanligvis ved Chick's lov (Chick, 1908):

$$dN_t/dt = -k \cdot N_t \quad (V3.1)$$

dN_t/dt = nedbrytnings eller utdøingshastigheten

k = er hastighetskonstanten for utdøing, bestemt av aktuell organisme og aktuelt desinfeksjonsmiddel

N_t = er antall levende mikroorganismer pr. volumenhet etter tid t .

Chick's lov sier altså ganske enkelt at utdøingshastigheten til enhver tid er proporsjonal med gjenværende antall av levende mikroorganismer. Vi ser at ligningen har den generelle form av en første ordens reaksjon, og om vi integrerer mellom $t = 0$ ($N = N_0$) og $t = t$ ($N = N_t$), får vi:

$N_t/N_0 = e^{-kt}$, som også kan skrives :

$$\ln N_t/N_0 = -k \cdot t \quad (\text{V3.2})$$

Når man referer til inaktiveringsgrad, oppgir man vanligvis en viss $\log_{10}$ -inaktivering

$$\ln N_t/N_0 = 2,3 \log_{10} N_t/N_0,$$

$$\log_{10} N_t/N_0 = -k/2,3 \cdot t = -k' \cdot t \quad (\text{V3.3})$$

Vanligvis brukes benevnelsen k på utdøingskonstanten uansett om man bruker $\ln$ eller $\log_{10}$. Vi refererer derfor i det følgende til utdøingskonstanten som k selv om vi refererer til $\log_{10} N_t/N_0$. Vi kan altså finne k ved å plote $\ln N_t/N_0$ eller $\log_{10} N_t/N_0$ mot t .

Chick's lov gjelder egentlig bare under «stasjonære» forhold, dvs. at alle organismer det er tale om inaktiveres likt av et gitt desinfeksjonsmiddel, at man opererer med en konstant konsentrasjon av desinfeksjonsmiddelet, at man ikke har forbindelser som interfererer i reaksjonen og at pH, temperatur og ionestyrke er konstant under reaksjonen. I praksis har man funnet at utdøingshastigheten i noen tilfeller øker noe og i andre tilfeller minker noe med tiden. Ligningen over er derfor ofte modifisert til:

$$\log N_t/N_0 = -k \cdot t^m \quad (\text{V3.4})$$

Når $m > 1$, øker utdøingshastigheten med tiden mens det motsatte er tilfellet når $m < 1$.

V1.2.2. Konsentrasjon av desinfeksjonsmiddel

Watson (1908) påviste tidlig at utdøingskonstanten, k , var relatert til konsentrasjonen av desinfeksjonsmiddelet, C , som følger:

$$k = \alpha \cdot C^n \quad (\text{V3.5})$$

k = utdøingskonstanten

α = inaktiveringskonstanten

C = konsentrasjonen av desinfeksjonsmiddelet

N = koeffisient karakteristisk for desinfeksjonsmiddelet

Kombineres man de to uttrykkene får man det som går under navnet Chick/Watson relasjonen:

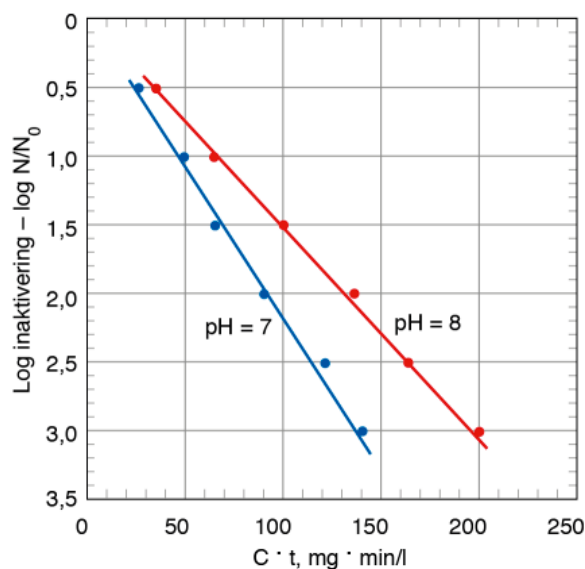
$$dN_t/dt = -\alpha \cdot C^n \cdot N_t \quad \text{som integrerer til} \quad (\text{V3.6})$$

$$\log N_t/N_0 = -\alpha \cdot C^n \cdot t \quad (\text{V3.7})$$

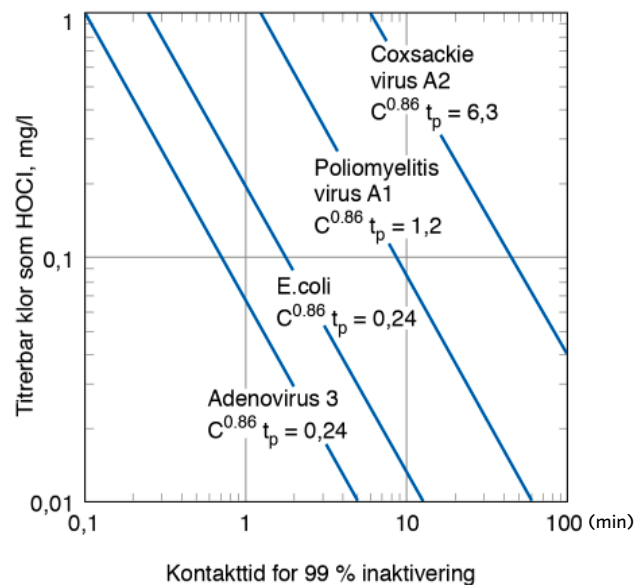
I utgangspunktet antar man vanligvis at $n \sim 1$, dvs. graden av inaktivering er bestemt av produktet av desinfeksjonsmiddelets konsentrasjon og kontakttiden, og at disse to faktorene derfor har like stor innflytelse. Dette er imidlertid ikke nødvendigvis alltid tilfelle, noe som kan fastslås ved å plote C mot t på log-papir for et gitt inaktiveringsnivå. Når $n > 1$ vil innflytelsen av desinfeksjonsmiddelets konsentrasjon være størst, mens kontakttiden er av større betydning enn konsentrasjonen når $n < 1$. Når $n \sim 1$ ser vi at inaktiveringsgraden er proporsjonal med produktet av C og t – den såkalte Ct -verdien, som er sentral ved dimensjonering av desinfeksjonsanlegg basert på kjemiske desinfeksjonsmidler.

Vi kan bestemme inaktiveringskonstanten som vinkelkoeffisienten i et diagram der inaktiveringsgraden ($\log N_t/N_0$) avsettes på y-aksen og $C \cdot t$ på x-aksen, se figur V1.1.

Ulike organismer tåler ulik dose, se figur V1.2, som viser et eksempel på en sammenligning av nødvendig Ct for 4 ulike organismer ved desinfeksjon med klor.



Figur V1.1 Eksempel på sammenheng mellom inaktiveringsgrad og Ct. Inaktivering av *Giardia* cyster med fri klor ved 10°C



Figur V1.2 Eksempel på nødvendig klorkonsentrasjon og kontakttid for 2 log inaktivering av *E. coli* og ulike virus (0 - 6°C)

V1.2.3. Vannets sammensetning og temperatur

Vannets sammensetning vil kunne ha stor innvirkning på desinfeksjonsprosessen. Dette gjelder vannets innhold av organisk stoff, oksidérbart uorganisk stoff, partikler osv. og i tillegg vil pH, alkalitet, temperatur også ha betydning. Man kan derfor ikke uten videre overføre erfaringen med desinfeksjon fra ett vann til et annet. For eksempel kan vannets innhold av organisk stoff påvirke en desinfeksjonsprosess med kjemisk desinfeksjonsmiddel på forskjellige måter:

- Visse organiske forbindelser kan adsorberes til mikroorganismen og således skape motstand mot overføring av desinfeksjonsmidlet til cellen.
- Desinfeksjonsmidlet kan komme til å reagere med løste forbindelser i vannet, slik at det dannes kompleksforbindelser som er mindre effektive desinfeksjonsmidler enn det opprinnelige.
- Desinfeksjonsmiddelet kan komme til å reagere direkte med det organiske stoff gjennom en oksidasjonsreaksjon, slik at mengden av desinfeksjonsmiddel som er tilgjengelig for inaktivering, og dermed desinfeksjonseffektiviteten, blir redusert.

Temperaturen har også innflytelse på desinfeksjonsprosessene. Som en tommelfingerregel kan man regne med at inaktiveringshastigheten ved bruk av klor eller ozon fordobles ved hver 10°C økning i temperaturen i det temperaturområdet vi vanligvis opererer i ved drikkevannsbehandling.

V1.2.4. Faktorer som påvirker desinfeksjonseffektiviteten ved UV-desinfeksjon

Ved UV-desinfeksjon benyttes log-reduksjonen som UV-belysningen gir i stedet for den log-reduksjonen et kjemisk oksidasjonsmiddel gir. Men de faktorer som påvirker desinfeksjonseffekten ved UV-desinfeksjon er langt på veg de samme som ved tilsetning av kjemiske desinfeksjonsmidler med den forskjell at det i stedet for at konsentrasjonen av desinfeksjonsmiddel er det intensiteten av UV-lys-strålene som har betydning.

Desinfeksjonseffektiviteten ved UV-desinfeksjon er således avhengig av:

- Tiden (stråletiden) som mikroorganismene utsettes for bestråling
- Stråleintensitet som mikroorganismene opplever
- Strømningsbildet i desinfeksjonsreaktoren
- Antall og typer av organismer som skal inaktiveres
- Vannets sammensetning og temperatur

UV-desinfeksjon blir nærmere omtalt i kapittel V1.6. For grundigere innføring henvises det til Norsk Vann rapport 164, 2008, Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann (Eikebrokk et al, 2008).

V1.3 Ct-begrepet

Ct-begrepet er meget sentralt i forbindelse med dimensjonering og drift av desinfeksjonsanlegg fordi det kan fortelle oss hvilken inaktiveringsgrad vi kan forvente ved en bestemt konsentrasjon av desinfeksjonsmiddel og en bestemt kontakttid. Kontakttid er den tiden den aktuelle mikroorganisme er i kontakt med målbar konsentrasjon av desinfeksjonsmiddelet.

Data for inaktiveringsgraden kan finnes i litteraturen, bestemt på bakgrunn av forsøk som er gjort med ulike mikroorganismer (Guillot, E. og Loret, J-F., 2010). Det er svært viktig å presisere at man må være på vakt når man skal tolke Ct-verdier som man finner i litteraturen. Noen av disse verdiene er vitenskapelig bestemt i laboratoriet slik som vist i figurene over. Andre ganger refereres det til Ct-verdier som anbefales av myndighetene i forbindelse med dimensjonering og drift av anlegg. De siste bygger på de første, men myndighetene legger vanligvis på sikkerhetsfaktorer som skal fange opp variasjoner i forskningsresultater, variasjoner i praktiske betingelser i forhold til forsøksbetingelser osv. Man kan derfor ikke alltid sammenligne Ct-verdier fordi de stammer fra ulike typer av kilder. Dette synes det mye mot og er ofte årsak til forvirring.

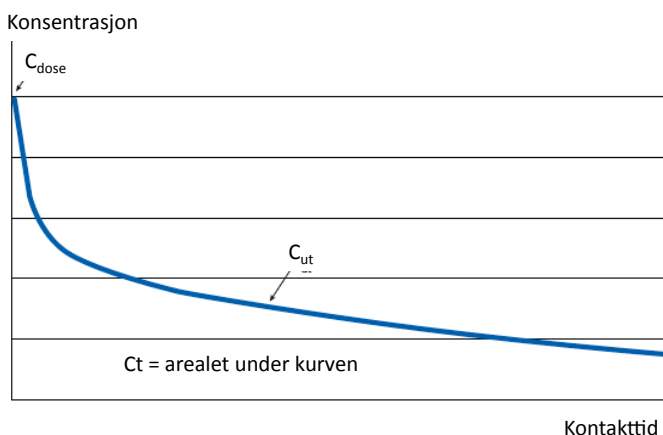
Ct-verdien kan brukes som et direkte mål på barriereeffekten, fordi Ct-verdien kan si oss hvor stor log-reduksjon som kan forventes ved gitte betingelser av C og t. I den norske veiledningen til drikkevannsforskriften benyttes Ct-prinsippet indirekte idet man, for eksempel for klor, sier at man har en hygienisk barriere dersom man har en restkonsentrasjon av klor på minst 0,05 mg/l etter 30 min oppholdstid etter at desinfeksjonsmiddelet er tilsatt, tilsvarende en Ct-verdi på 1,5 mg min/l. Dette er imidlertid en svært statisk betraktningssmåte som ikke gir rom for variasjoner av C og t seg imellom med tanke på å nå en ønsket Ct-verdi. Det tas med en slik betraktningssmåte heller ikke hensyn til at konsentrasjonen av desinfeksjonsmiddel har variert i løpet av den tiden desinfeksjonsmiddelet er i kontakt med vannet (kontakttiden) – med en høyest konsentrasjon like etter tilsetning og lavest ved slutten av kontakttanken.

Bruken av Ct prinsippet er omtalt i kapittel 3. Som det fremgår der, er utfordringen med bruk av prinsippet å bestemme hva som er riktig C og riktig t. I det følgende skal vi se nærmere på hvilken konsentrasjonsendring man kan forvente i løpet av kontakttiden og hvordan strømningsbildet i kontakttanken har stor betydning for den reelle oppholdstiden.

V1.3.1. Konsentrasjonsendringen i desinfeksjonsreaktoren

Etter at desinfeksjonsmiddelet er tilsatt vannet vil det umiddelbart skje et forbruk av desinfeksjonsmiddel som en følge av oksidasjon av oksiderbare komponenter (for eksempel organisk stoff) i vannet. Deretter vil det skje et gradvis forbruk av desinfeksjonsmiddel med kontakttiden, som vanligvis kan beskrives med en eksponentialfunksjon, se figur V1.3 som viser et typisk forløp av klorkonsentrasjonen som funksjon av kontakttid.

Den tilnærmet momentane konsentrasjonsendringen av desinfeksjonsmiddel som skyldes oksidasjonen bidrar ikke til Ct-verdien ettersom t i denne fasen ~ 0 . Den Ct som mikroorganismene opplever i løpet av en gitt kontakttid er representert ved arealet under kurven i figur V1.3. I kapittel 3 gis det anvisning på hvordan Ct-beregningen skal foretas.



Figur V1.3 Illustrasjon av klorkoncentrasjonen etter tilsetning

V1.3.2. Strømningsbildet i desinfeksjonsreaktoren

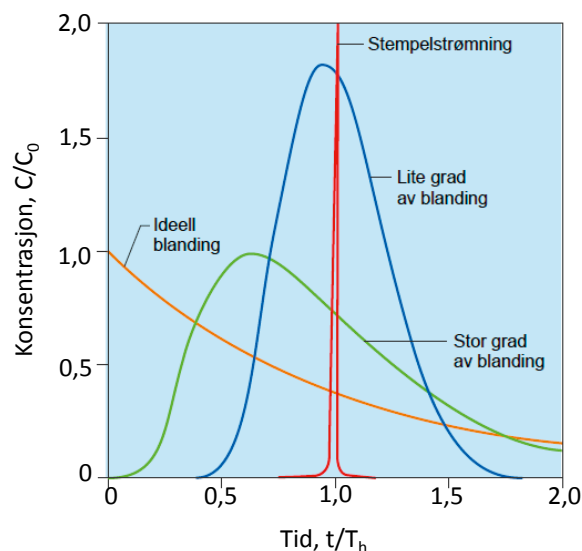
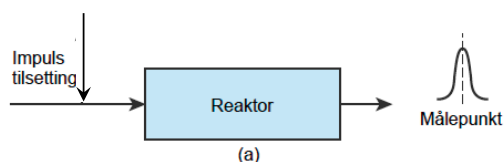
I tillegg til å kjenne til konsentrasjonsendringen, trenger man også å kjenne til hvilken kontakttid som skal benyttes ved beregning av Ct-verdi. Den midlere, hydrauliske oppholdstid (T) for enhver reaktor er:

$$T = V/Q \quad \text{der } V \text{ er reaktorvolumet og } Q \text{ er vannmengden} \quad (V3.8)$$

Den reelle oppholdstiden til et vannelement er imidlertid avhengig av hvilket strømningsbilde man har i reaktoren. Dette varierer avhengig av reaktorens utforming og dermed i hvilken grad av blanding man har i reaktoren. Det finnes to hovedformer av idealiserte systemer innenfor reaktorhydraulikken:

- 1) Stempelstrøm (plug flow)
- 2) Ideell blanding (complete mixed flow)

I **reaktorer med stempelstrømning** vil alle vannelementer oppholde seg i reaktoren like lenge, nemlig en tid lik den hydrauliske oppholdstiden. Skjer det en reaksjon når vannet passerer gjennom reaktoren, for eksempel et forbruk av desinfeksjonsmiddel, vil endring i konsentrasjonen gjennom reaktoren kun skje som en følge av reaksjonen.



I **reaktorer med ideell blanding** vil vi ha med et helt spekter (en fordeling) av oppholdstider å gjøre. To vannelementer som kommer inn i reaktoren samtidig, kan forlate den på helt forskjellige tidspunkt.

De fleste reaktorer vil ha et strømningsbilde som er en mellomting av disse to ytterpunktene. Man kan bruke sporstoffundersøkelser (tracer-studier) til å karakterisere strømningsbildet i reaktorer og dermed også bestemme virkelig oppholdstid. Sporstoffet tilsettes ved innløpet (der desinfeksjonsmiddelet tilsettes) og konsentrasjonen ved utløpet registreres over tid. Figur V1.4 viser hvordan konsentrasjonen av sporstoff ut av ulike typer reaktorer vil være. Konsentrasjonen C er gitt i forhold til initialkonsentrasjonen C_0 (tilsatt mengde tracer dividert med reaktorvolum) og tiden, t , i forhold til midlere oppholdstid, T_h ($T_h = \text{reaktorvolum dividert med vannmengde}$).

Figur V1.4 Utløpskonsentrasjon etter momentan tilsetning av sporstoff ved innløpet.

Det er bare ved stempelstrømning at alle vannelementene har den samme oppholdstid, nemlig midlere oppholdstid, T_h . For alle andre strømningsbilder vil vi ha med en fordeling av oppholdstider å gjøre. For et tilfeldig strømningsbilde som ligger et sted mellom ideell blanding og stempelstrømning, vil tyngdepunktet av oppholdstider alltid være kortere enn den ved stempelstrømning, noe som i praksis vi betyr at desinfeksjonsreaktoren ved den ikke-ideelle stempelstrømning alltid må være større enn den ved stempelstrømning dersom desinfeksjonseffektiviteten skal bli den samme. Det betyr at en kontakttank for desinfeksjon som har stempelstrøm vil alltid være mer effektiv enn en som har ideell blanding. Eller sagt på en annen måte; man trenger kortere midlere oppholdstid i en stempelstrømningsreaktor enn i en idealblandingsreaktor for å oppnå samme inaktiveringseffekt.

I kontakttanker for desinfeksjon må vi derfor søke å oppnå et strømningsbilde så likt stempelstrømning som mulig, noe som kan tilstrebes på flere måter:

- Etablere et høyt lengde-bredde forhold på kontakttanken
- Benytte ledevegger som styrer strømmingen (øker lengde-bredde forholdet)
- Benytte flere tanker i serie (unngår tilbake-blanding)
- Bruke kontaktmedium (hindrer turbulens, kan betraktes som mange små reaktorer)
- Unngå dødsoner der vannet står stille

Det å dele opp en kontakttank i flere segmenter er alltid effektivt. I enkelte veiledninger (f.eks. fra USEPA) brukes størrelsen t_{10} for å karakterisere strømningsbildet i forbindelse med beregning av inaktiveringsgrad. t_{10} er den oppholdstid som tilsvarer at 10 % av en tilsatt tracer har forlatt reaktoren mens 90 % fortsatt ikke har. Bruken av t_{10} er nærmere beskrevet i avsnitt 3.3.1.

V1.3.3. Ct-begrepet ved UV-desinfeksjon

I prinsippet gjelder de samme begrepene for konsentrasjon, kontakttid og Ct-verdi, som blir brukt for klor og ozon, også UV bestråling. Når det gjelder UV angis imidlertid konsentrasjon som intensitet (I), kontakttiden som stråletid (t) og Ct-verdi som UV-dose, som er produktet av intensitet og stråletid. Dette gir følgende begreper:

- Intensitet, I (som normalt angis med benevnning mW/cm^2)
 - Ekvivalent med konsentrasjon ved kjemiske desinfeksjonsmetoder.
- Stråletid, t (som angis i sekund)
 - Ekvivalent med effektiv kontakttid ved kjemiske desinfeksjonsmetoder.
 - Er avhengig av hydrauliske forhold (oppholdstidsfordeling), men er for ideell, turbulent stempelstrømning lik strålekammervolum dividert på vannføring (V/Q).
- UV-dose, D , som normalt angis med benevnning mWs/cm^2 (eller mJ/cm^2)
 - Ekvivalent med Ct-verdi ved kjemiske desinfeksjonsmetoder.
 - $D = I \cdot t$
 - $1 \text{ mWs}/\text{cm}^2 = 1 \text{ mJ}/\text{cm}^2 = 10 \text{ J}/\text{m}^2$

V1.4 Desinfeksjon med klorforbindelser

Klor benyttes i ulike former, som klorgass (Cl_2), som natriumhypokloritt (NaOCl) i en klorløsning, eller som kalsiumhypokloritt (Ca(OCl)_2), et tørt produkt som løses opp i vann før bruk. Når klor tilsettes vann, kan vi få følgende klorforbindelser i vannet:

- 1) Underklorsyring (HOCl), hypoklorittion (OCl^-) og molekylært klor (Cl_2). Molekylært klor vil ved normale pH forhold straks hydrolysere til de to andre forbindelser som utgjør det vi kaller fritt tilgjengelig klor.
- 2) Monokloramin (NH_2Cl), dikloramin (NHCl_2), og nitrogentriklorid (NCl_3). For at disse forbindelser skal dannes, forutsettes det at vannet inneholder ammonium eller organisk bundet nitrogen. Kloraminene utgjør det vi kaller bundet tilgjengelig klor.
- 3) Komplekse klororganiske forbindelser. Disse er et resultat av klors reaksjon med organisk stoff

Den første gruppen kalles fritt tilgjengelig klor som er mer effektivt for desinfeksjon enn bundet tilgjengelig klor, som utgjør den andre gruppen over. Derfor ønsker vi at klor skal være på den fritt tilgjengelige formen i den primære desinfeksjon. Bundet tilgjengelig klor er mindre reaktivt og holder seg derfor lengre på nettet og benyttes derfor for sekundær desinfeksjon.

Av formene for fritt, tilgjengelig klor, er underklorsyring betydelig mer effektivt (70-80 ganger) enn hypoklorittion til å inaktivere bakterier.

V1.4.1. Klor

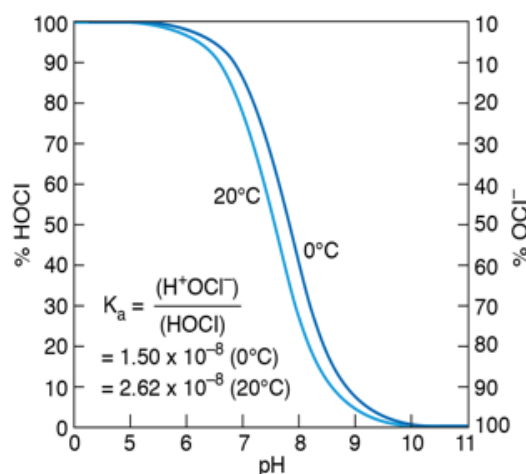
Når klor (som Cl_2 -gass) tilsettes vann, er det to reaksjoner som skjer, først en hydrolyse og så en dissosiasjon.



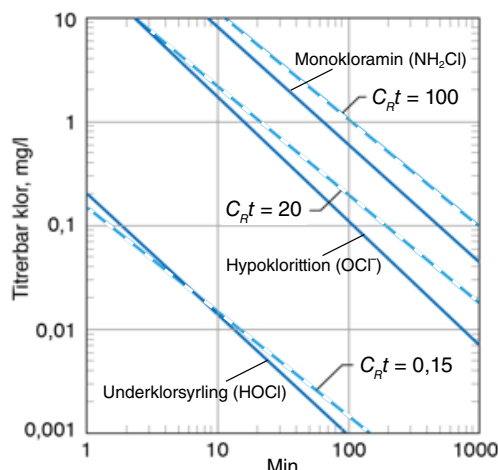
Ligning V1.9 er ved $\text{pH} > 3$ fullstendig forskjøvet mot høyre, og store mengder klor kan følgelig løses i vann. Det går fram av ligning V1.10 at fordelingen mellom HOCl og OCl^- også er avhengig av pH . Som nevnt er HOCl molekylet betydelig mer effektivt som desinfeksjonsmiddel enn hypokloritt-ionet, og følgelig har vannets pH svært stor betydning for desinfeksjons-effektiviteten ved klorering. Dette fremgår av figur V1.5.

Når pH i vannet ligger under 6,5, finnes klor til stede nesten bare som underklorisyrling, mens hypoklorittionet er helt dominerende ved $\text{pH} > 8,5$. Mellom pH 6,5 og 8,5, hvor vi ofte opererer i drikkevannsbehandlingen, vil begge formene av fritt klor være til stede.

Ettersom HOCl er mange ganger mer effektivt enn OCl^- (se figur V1.6), vil vi trenge langt mindre klor for å oppnå en gitt inaktiveringseffekt ved pH på den sure siden enn på den basiske. Eller sagt på en annen måte; ved en gitt klordose vil inaktiveringseffektiviteten være langt høyere på den sure siden og vi bør derfor tilstrebe at klor doseres før en eventuell pH -økning (for eksempel ved korrosjonskontroll). Temperaturen har også stor innflytelse på fordelingen mellom HOCl og OCl^- , spesielt mellom pH 6,5 og pH 8,5, noe som fremgår av figur V1.5.



Figur V1.5 Fordelingen mellom HOCl og OCl^- som funksjon av pH (White, 1985)



Figur V1.6 Nødvendig kontakttid for å oppnå 2 log inaktivering av *E. coli* ved 2 til 6°C og ved ulike klorforbindelser. Linjer for gitte Ct -verdier er også angitt (White, 1985)

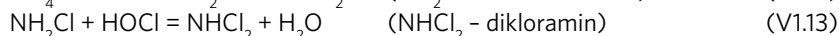
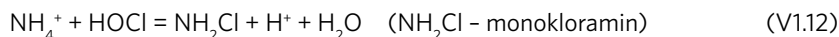
Klorering danner en rekke desinfeksjonsbiprodukter i form av trihalometaner, halogenerte eddiksyrer og andre halogenerte forbindelser som kan ha en sykdomsfremkallende effekt og som derfor er uønskede. Så lenge det er overskudd av klor (restklor registreres), øker dannelsen av slike forbindelser med økende klordose og kontaktid og med økende innhold av humus.

Strategien for å hindre dannelse av for mye av disse uønskede forbindelsene er derfor:

- Å fjerne humus før klortilsettingen
- Å bruke så lave klordoser som mulig uten at det kompromitterer desinfeksjonen

V1.4.2. Kloramin

Ammonium i vannet vil reagere med fritt tilgjengelig klor og danne kloramin, eller det vi kaller bundet tilgjengelig klor. De viktigste reaksjoner er:



Mono- og dikloramin vil dominere i drikkevann og pH bestemmer fordelingen mellom de to. Dikloramin gir en ubehagelig lukt og smak på vannet mens monokloramin ikke gjør det. Derfor prøver man å unngå dannelse av dikloramin ved å holde pH høy (> 8). Kloraminene gir desinfeksjonsvirkning, men de er betydelig mindre effektive som desinfeksjonsmidler enn både HOCl og OCl⁻, se figur V1.6 foran.

Ettersom kloramin er betydelig mindre effektiv som desinfeksjonsmiddel enn fritt, tilgjengelig klor (ca. 200 ganger), anbefales kloramin ikke brukt for primærdesinfeksjon. Det kreves så høye Ct verdier for å oppnå en viss inaktiveringsgrad at det kan diskuteres om kloraminering i realiteten bør betraktes som en desinfeksjonsmetode, dvs. en metode som evner å inaktivere uønskede patogener. Primært bør kloraminering ses på som en metode for å hindre uønsket vekst på ledningsnettet.

Når kloraminering benyttes for sekundærdesinfeksjon, skjer dette vanligvis slik at man tilsetter ammonium i tillegg til klor. Ofte tilsettes klor for primærdesinfeksjon og etter at en viss restklor er etablert, tilsettes ammonium, for eksempel i form av ammoniakk. Man ønsker som nevnt, primært å danne monokloramin. For å hindre dannelse av dikloramin og nitrogentriklorid sørger man for at pH er på den alkaliske siden og at forholdet mellom klor og ammonium holder seg i området 3:1 - 5:1, med en typisk verdi på 4:1. Både klor og ammonium kan tilsettes både som gass og som løsning. Vanligvis tilsettes klor først, men tilsettingsrekkefølgen vil være avhengig av hva man ønsker å oppnå.

Monokloramin produserer i liten grad desinfeksjonsbiprodukter (DBP), selv om dannelsen av noen kloreddiksyre kan være høyere enn med fritt klor.

V1.4.3. Klordioksid

Klordioksid (ClO₂) er et sterkt oksidasjonsmiddel med høy løselighet i vann. ClO₂ produseres på stedet ved å tilsette kloritt og klogass i en reaktor. Klogass tilsettes i overskudd og utbyttet av kloritt til klordioksid kan være opptil 100 % avhengig av type generator.

Det finnes mange forskjellige generatorer for produksjon av klordioksid. Disse kan operere etter ulike prinsipper og ha forskjellige reaksjonskjemikalier. De vil produsere klordioksid med forskjellig utbytte, og inkludere ulike mengder klor, kloritt, og klorat. I tillegg vil optimal drift og effekten av sub-optimal drift kunne være forskjellig. Ved bruk av klordioksid er det derfor viktig med god kontroll av driften av klordioksidgeneratoren, samt regelmessig måling og kontroll av mengder produsert og dosert.

Fordelene med klordioksid i forhold til klor og ozon er at klordioksid ikke danner trihalometaner ved reaksjon med organisk stoff slik klor gjør, eller bromat ved oksidasjon av bromid, slik ozon gjør. Dessuten er desinfeksjonseffektiviteten uavhengig av pH noe som kan være en betydelig fordel når vannet må gjennomgå pH- og alkalitetskorreksjon pga. korrosjonskontroll.

Ulempen ved bruk av klordioksid er at også dette oksidasjonsmiddelet danner uønskede uorganiske biprodukter, i form av kloritt (ClO₂⁻) og i mindre grad klorat (ClO₄⁻). Dette er hovedårsakene til at klordioksid ikke er brukt i Norge på tross av at det neppe kan sies å foreligge overbevisende dokumentasjon av risikoen forbundet med bruk av klordioksid.

I henhold til Folkehelseinstituttet er det ikke et absolutt forbud mot bruk av klordioksid, men ingen har søkt om å få det godkjent som desinfeksjonsmiddel. Når man veier fordelene med klordioksid mot ulempene, kan det synes som om man i enkelte tilfeller bør vurdere dette desinfeksjonsmiddelet. I Sverige benyttes klordioksid ved flere vannverk, for eksempel ved Lackarebäck vannverk i Göteborg der klordioksid benyttes i kombinasjon med klor.

V1.5 Desinfeksjon med ozon

Ozon, O_3 , er ved normal temperatur og trykk en gass. Det er et svært kraftig oksidasjonsmiddel, og det er mer effektivt enn klor for inaktivering av alle typer av mikroorganismer (parasitter, bakterier, virus).

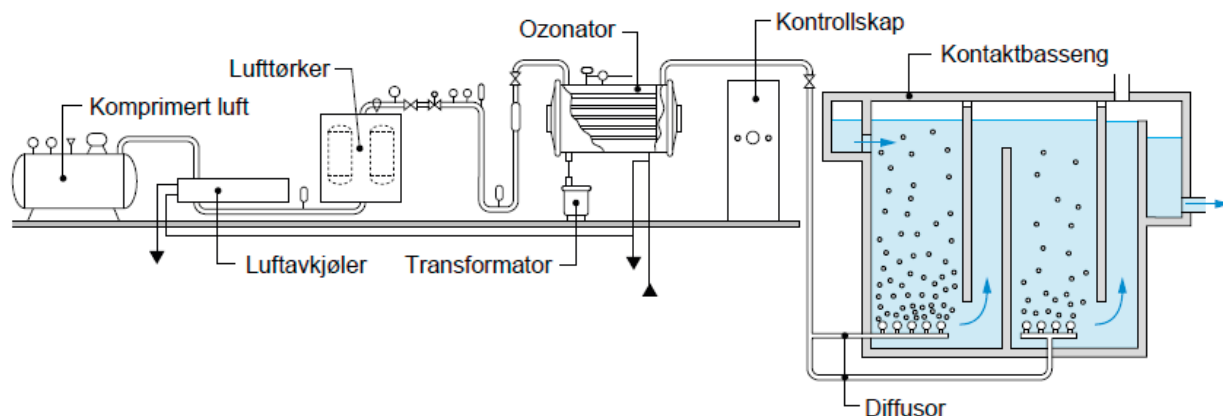
Bruken av ozon er økende i Norge, spesielt etter at metoden med ozonering/biofiltrering for fjerning av humus (naturlig organisk materiale, NOM) har fått fotfeste. For desinfeksjons-formål alene er det sjelden at man doserer over 0,5-1,0 mg O_3 /l, men ved bruk av ozon for humusfjerning doseres det ofte opp mot 5 mg O_3 /l ettersom nødvendig dose da er ca. 1 mg O_3 /mg TOC. Ved så høy dose gir ozonering en svært god desinfeksjonseffektivitet.

Ozon reagerer blant annet med humus, fjerner farge i vann og splitter opp humusmolekyler i mindre enheter. Slike reaksjoner øker andelen lavmolekylære organiske forbindelser som er lettere biologisk omsettbare enn humus. Dersom ozonering brukes på humusholdig vann, må ozonsteget etterfølges av et biofilter for å bryte ned og fjerne det biologisk, omsettbare stoffet som skapes av ozoneringen, og for å gjøre vannet biologisk stabilt.

Dersom det finnes bromid i vann, kan ozon reagere med bromid og danne bromat, som kan være helseskadelig og er derfor et uønsket produkt fra ozonering. Sammensetningen av skandinavisk overflatevann er imidlertid slik (lav pH, alkalitet og temperatur og relativt sett høyt innhold av organisk stoff) at bromatdannelsen normalt vil være lav.

V1.5.1. Elementene i et ozonanlegg

Et ozonanlegg (se figur V1.7) består av et fødegass-system med utstyr for tørking og komprimering av luft (eventuelt framstilling og komprimering av oksyngengass), en ozongenerator, en innblandingsenhet for ozon i vannet, et kontakt- og reaksjonsbasseng og tilslutt en ozonnedbrytningsenhet for overflødig avdrevet gass (ikke vist i figur V1.7).



Figur V1.7 Elementene i et ozonanlegg basert på produksjon av ozon fra luft

Fødegassen

Både luft og ren oksygen kan benyttes som fødegass. Flytende oksygen på beholdere er det enkleste, men er mest brukt på svært små og svært store anlegg. De fleste ozonanlegg for drikkevannsbehandling i den størrelse vi vil ha dem her i landet, vil benytte luft som fødegass.

Ozon produsert fra ren, tørket luft med om lag 20 % oksygen gir maksimalt 3-5 vekt % ozon i den produserte gassen som tilføres vannet, mens innholdet når ren oksygen benyttes, er betydelig høyere, 8-14 %.

Ozongeneratoren

Det er ulike måter å produsere ozon på, men den mest effektive er ved gnistfri elektrisk utlading. Ozon genereres fra fødegassen (luft eller oksygen) når høy spenning etableres over gapet mellom to nærliggende elektroder. Rundt 85 % av energien som tilføres ozongeneratorer blir tapt i varme. Gode kjølesystemer er derfor viktig. Det finnes to hovedgrupper av kommersielle ozongeneratorer; plategeneratorer og rørgeneratorer.

Innblandings-, kontakt- og reaksjonstanker

Det er flere prosesser som finner sted i et ozonsystem.

- 1) overføring av ozon fra gass- til væskefase (rask prosess)
- 2) oksidasjon av oksidérbart stoff i vannet (rask prosess)
- 3) gradvis omdanning (forbruk) av ozon (langsommere prosess)

Man må altså først sørge for en innblanding og gassovertføring av ozon. I denne fasen kan man regne med at oksidérbart stoff oksideres og bringer ozonkonsentrasjonen ned til det vi kan kalle initialkonsentrasjonen med tanke på desinfeksjon. Deretter får vi et langsommere forbruk av gjenværende ozon (på samme måte som ved klorering) ned til en verdi ved utgangen av den reaktor man betrakter som vil være restkonsentrasjonen av ozon. Ettersom ozon er så reaktivt og reaksjonene går såpass fort, er det imidlertid ikke lett å skille den ene fasen som er omtalt over fra den andre.

Man benytter gjerne begrepet «kontakttank» om den fasen der ozongassen overføres fra gass til væskefase via en innblandingsenhet og et gass/vann kontaktsystem. I denne veiledningen brukes begrepet reaksjonstank om den delen av kontaktsystemet der løst ozon får tid til å reagere med vannet samtidig som det selv blir brutt ned.

Innblanding av gassen skjer normalt gjennom én av følgende innblandingsenheter:

- Boblediffusorer
- Turbinmikserer
- Injektorer og statiske mikserer

Ofte kombineres innblanding og kontakttank (for eksempel i bassenger med boblediffusorer). Både kontakttanken og reaksjonstanken kan bestå av en eller flere reaktorer i serie og er vanligvis utformet som én av følgende:

- Bassenger eller åpne kolonner
- Pakkede kolonner

Ozon-destruksjon

Overskuddsozon som samles opp i kontakttank og eventuelt i reaksjonstank, må fjernes før utslipp til luft. Dette gjøres i en egen enhet. Rom med ozonanlegg må være utstyrt med gass-alarm.

Det henvises til spesiallitteraturen for mer detaljert beskrivelse av det tekniske opplegget for ozonanlegg. Anvisning for hvordan man beregner Ct-verdi og inaktiveringseffektivitet i forbindelse med ozon-anlegg er gitt i kapittel 3 og i vedlegg V3.

V1.6 UV-desinfeksjon

UV-desinfeksjon ble tatt i bruk allerede på 1970-tallet i Norge, noe som kan skyldes at metoden egner seg godt for små og mellomstore anlegg som vi har mange av her i landet. Hovedårsaken til at interessen for UV-desinfeksjon nå har økt sterkt over hele verden, er dokumentasjonen på at metoden virker svært godt overfor parasitter - i motsetning til klorering som ikke er effektiv i det hele tatt og ozonering som krever svært høye doser for å være effektiv (spesielt overfor *Cryptosporidium*).

UV-desinfeksjon er svært grundig behandlet i Norsk Vann rapport 164, 2008, Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann (Eikebrokk et al, 2008) og det vises til denne for detaljinformasjon om metoden. Her skal vi kun gi en kortfattet oversikt.

V1.6.1. UV-dose og dosefordeling

Også ved UV-desinfeksjon gjelder Ct-prinsippet. Her dreier det seg imidlertid om strålingsintensitet i stedet for konsentrasjon. UV-dosen (D) er produktet av strålingsintensitet (I) og strålingstid (t) og er synonymt med Ct-begrepet:

$$D = I \cdot t \quad (\text{V3.15})$$

der: D = dosen uttrykt i mJ/cm^2 evt. i mWs/cm^2 ($1 \text{ mWs}/\text{cm}^2 = 1 \text{ mJ}/\text{cm}^2 = 10 \text{ J}/\text{m}^2$)
 I = Strålingsintensitet (mW/cm^2)
 t = Strålingstiden (s)

Vannstrømmen gjennom UV-aggregatet bør være turbulent men ha karakter av stempelstrømning for å sikre tilnærmet lik dose i alle punkter. I praksis er ikke dette mulig slik at man vil få en dosefordeling. Det er ønskelig at denne dosefordelingen er smalest mulig. Pga. fordelingen av doser gjennom reaktoren vil ulike mikroorganismer være utsatt for ulike doser på sin ferd gjennom reaktoren. Dette innebærer at man må ta hensyn til utformingen av UV-reaktoren og strømningsbildet i denne.

Det finnes ingen metode som kan måle den aktuelle dosen i en kontinuerlig gjennomstrømmende UV-reaktor. Man har derfor tatt i bruk såkalte biodosimetriske tester hvor man bestemmer den faktiske inaktivering av en testorganisme som man er godt kjent med UV-følsomheten til, og så sammenligner man resultatene av disse testene med en laboratorietest på vann uten gjennomstrømning og med kjent dose.

V1.6.2. Virkemåte og oppbygning av UV-anlegg

UV-lys produseres ved å sette elektrisk spenning på en gassblanding, noe som generer fotoner (lys). UV-lamper som brukes til desinfeksjon inneholder gassblandinger som inneholder kvikksølv damp fordi kvikksølv emitterer lys i et bølgelengdeområde som effektivt kan inaktivere mikroorganismer. Man skiller mellom bruk av:

- 1) Lavtrykks lamper som anvender moderate temperaturer og lave damptrykk av kvikksølv og som i hovedsak produserer UV-lys i ett og samme bølgelengdeområde, nemlig 254 nm, der inaktiveringseffekten er høyest.
- 2) Mellomtrykks lamper anvender betydelig høyere temperaturer og gasstrykk, noe som generer UV-lys med høyere intensitet og over et mye bredere bølgelengde-område. For mellomtrykkslamper krever den norske typegodkjenningen en spesiell kvalitet på kvartglasset som omgir lampen slik at UV-lys med bølgelengde mindre enn 240 nm filtreres bort.

I tabell V1.1 er komparative fordeler og ulemper med lavtrykks- i forhold til mellomtrykks-lamper oppsummert.

Tabell V1.1 Fordeler og ulemper med lavtrykks- i forhold til mellomtrykkslamper

	Lavtrykks	Mellomtrykks
Komparative fordeler	Høyere germicid effektivitet; nesten hele strålingen ved 254 nm Mindre effekt per lampe (mindre fall i dosen om en lampe faller ut) Lengre levetid	Høyere utsendt energimengde Færre lamper Mindre reaktorer Mer kompakt anlegg
Komparative ulemper	Flere lamper Mer arealkrevende	Høyere driftstemperatur kan fremskynde belegg på kvartsglass Kortere levetid Lavere overføringsgrad fra elektrisk til UV-energi

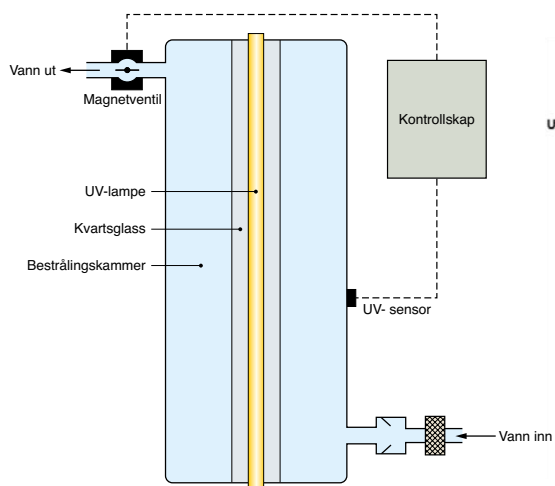
Kommersielle UV-anlegg består av beholdere (UV-reaktorer) som inneholder UV-lamper, beskyttelsesrør (vanligvis av kvartsglass), UV-intensitetssensor, termistormåler og rengjøringsanordninger for beskyttelsesrør og sensor. Prinsipiell oppbygning av UV-anlegg er vist i figur V1.8 og elementene i et UV-anlegg i figur V1.9.

Ettersom inaktiveringseffektiviteten er avhengig av intensiteten på UV-lyset og denne igjen er avhengig av en rekke faktorer, som aldring av lampene, beleggdannelse på kvartsrørene, vannkvaliteten (for eksempel farge og turbiditet), blir måleutstyr som skal sikre at UV-dosen (se under) blir det den skal være, spesielt viktig.

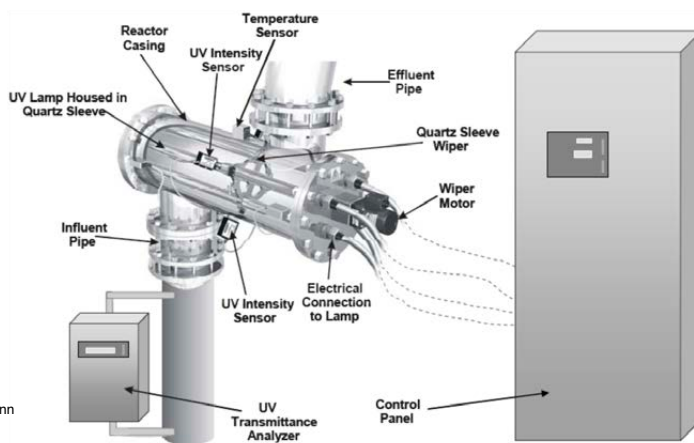
Viktig måleutstyr er:

- UV-sensorer som benyttes for å detektere UV-intensiteten i UV-aggregatet
- Temperatursensorer for å kontrollere og dermed hindre overoppheting av UV-reaktoren
- Vannmålere som sammen med UV-sensorene skal sikre at UV-dosen blir korrekt
- UV-transmisjonsmålene som benyttes på enkelte anlegg i forbindelse med dosestyring og kontroll

UV-intensitetssensorer er fotosensitive detektorer som måler UV-intensiteten på ulike punkt inne i UV-reaktoren. Sensorene skal gi et uttrykk for hvilken dose man har i reaktoren. De vil respondere på endringer i intensitet som kan skyldes en rekke UV-aggregat spesifikke faktorer (belegg, elding osv.), samt endring i vannkvalitet.



Figur V1.8 Prinsipiell oppbygging av UV-anlegg.



Figur V1.9 Elementene i et UV-aggregat (Vannforsynings ABC, FHI). (USEPA, 2006)

En UV-transmisjonsmåler (UVT-måler) er et hjelpemiddel til å kunne beregne og angi UV-dosen korrekt. Dosestyring og kontroll er normalt basert på én av to alternativer:

- Sett-punkter for målt UV-intensitet og vannføring
- Beregnet dose

Settpunkt-metoden vil sikre at kravet til minimumsdose (for eksempel 40 mJ/cm^2) er oppfylt, men kan gi unødige høye UV-doser og dermed høyt energiforbruk. Med doseberegningsmetoden kan man lettere kontrollere UV-dosen, men denne metoden krever at det er utviklet en empirisk ligning der UV-dosen angis som en funksjon av vannmengde, UV-intensitet og i visse tilfeller vannets UV-transmisjon.

V1.6.3. Vannkvalitetens innflytelse

Vannets UV-transmisjon (UVT) er avgjørende for UV-anleggets desinfeksjonseffektivitet. Allerede ved et fargetall på 10 mg Pt/l er $\text{UVT}_{5\text{cm}}$ kun 50 % og ved 20 mg Pt/l kun 30 % av hva den er i vann uten farge. Andre parametere (turbiditet, jern, osv.) reduserer også UVT.

Mange anlegg er ikke sertifiserte (se om godkjenning under) for vann som har moderat farge og metoden bør derfor ikke brukes på vann med fargetall over 20 mg Pt/l , som også er grensen for fargetall i drikkevann i Norge og EU. Det betyr altså at vann med høyere fargetall bør forbehandles (for fargereduksjon) før UV-bestråling tas i bruk. Også andre komponenter i vann kan gi redusert transmisjon. Det er derfor av avgjørende viktighet både at transmisjonen vurderes nøye og at UV-sensorer benyttes for å måle UV-intensiteten i ulike punkter i UV-aggregatet.

Vannets sammensetning kan også være årsak til beleggdannelse på kvartsglasset (slik at UV-dosen reduseres) og på sensorglass (som kan medføre at den registrerte UV-intensitet blir feil).

V1.6.4. Innflytelse av strømkvalitet og temperatur i forbindelse med oppstart

UV-lamper kan slukke ved brudd i strømtilførsel, spenningsvariasjoner eller andre forstyrrelser i strømforsyningen. Spenningsendringer utover 10 – 30 % av nominell spenning i 10 – 50 millisekunder kan være nok til at en lampe slukker.

Det er ikke uvanlig med strømbrudd i Norge og det finnes eksempler på UV-anlegg i Norge med mer enn 10.000 start/stopp over ett år. Det sier seg selv at barriereeffekten da er svært utsatt og avhengig av oppstart-tiden etter strømbrudd. I tabell V3.2 er det angitt nødvendig oppstart-tid for ulike lamper før full effekt oppnås etter at lampen har slukket.

Tabell V1.2 Nødvendig oppstarttid før full effekt etter at lampen har slukket

Type lampe	Kald start ¹⁾	Varm start ²⁾
LPHO	Totalt 4 – 7 minutter, hvorav 0 – 2 min til oppvarming, og 4 – 5 minutter til full effekt	Totalt 2 – 7 minutter, hvorav 0 – 2 min til oppvarming, og 2 – 5 minutter til full effekt
MP	Totalt 1 – 5 minutter, hvorav ingen oppvarming eller kjøling, men 1 – 5 minutter til full effekt ³⁾	Totalt 4 – 10 minutter, hvorav 2 – 5 min til nedkjøling, og 2 – 5 minutter til full effekt ³⁾

1) Kaldstart/oppstart: Lampen har ikke vært i drift på en stund og har derfor blitt kald

2) Varmstart/restart: Lampen har nettopp slukket og er fortsatt varm

3) 60 % av maksimal intensitet kan normalt oppnås etter ca. 3 minutter

Vanntemperaturen kan påvirke nødvendig tid for oppstart og omstart. Generelt vil LP-lamper være mer sensitive for lave temperaturer enn MP-lamper som opererer med en langt høyere driftstemperatur.

V1.6.5. Godkjenning av UV-aggregater

Vi har i Norge en typegodkjenningsordning for UV-aggregater forvaltet av Nasjonalt Folkehelseinstitutt. Den dokumentasjon som er nødvendig for typegodkjenning er gitt på deres hjemmesider (www.fhi.no).

Typegodkjenningen baserer seg på følgende krav til UV-dose:

- Dersom et UV-aggregat skal kunne fungere som en hygienisk barriere mot relevante bakterier (inkludert bakteriesporer), virus og protozoer, må det dokumenteres at det desinfiserte vannet til enhver tid har blitt tilført en UV-dose (eng. *reduction equivalent fluence*) på minimum 40 mWs/cm² (400 J/m²) ved en bølgelengde på 253,7 nm, basert på en biosimulator-test. Disse betingelsene skal sikre en 2 log reduksjon av de fleste helse relaterte bakteriesporer, basert på dagens viten om disse mikrobenes toleranse overfor UV-lys. Dette kravet oppfylles ved en gitt vanngjennomstrømning og UV-transmisjon på vannet dersom minimum referansebestråling (intensiteten) ikke blir lavere enn den minimumsverdien som ble bestemt ved biosimulator-testen.
- Dersom UV-aggregatet skal kunne fungere som en hygienisk barriere mot relevante bakterier (ikke-sporeformende), virus og protozoer, må det godtgjøres at man i bestrålingskammeret oppnår et strømningsmønster som medfører at vannet passerer nær UV-lampene i deler av kammeret, slik at kapasitetsberegning basert på gjennomsnittintensitet kan benyttes. Det desinfiserte vannet må til enhver tid ha blitt tilført en UV-dose (eng. *reduction equivalent fluence*) på minimum 30 mWs/cm² (300 J/m²) ved en bølgelengde i området rundt 254 nm, beregnet ut fra en volumveid gjennomsnittintensitet i kammeret og vannets gjennomsnittlige oppholdstid i aktiv del av kammeret.

Typegodkjenning i henhold til biosimulatrisk målt UV-dose (1 over) er altså avhengig av dokumentasjon basert på biosimulatriske tester utført i henhold til østerriksk, tysk eller amerikansk standard. Det er denne metoden UV-anleggene godkjennes etter i dag, men godkjenning av de eldre anleggene (etter metode 2) er ikke trukket tilbake.

For beskrivelse av den biosimulatriske testen og den norske godkjenningsordningen samt en grundig innføring i alle sider av UV-desinfeksjon henvises det til Norsk Vann rapport 164, 2008, Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann (Eikebrokk et al, 2008).

V1.7 Inaktiveringseffektiviteten ved de ulike desinfeksjonsmetodene

I det følgende skal vi gi en kort beskrivelse av den inaktiveringseffektivitet som man kan forvente ved de ulike desinfeksjonsmetodene.

V1.7.1. Inaktiveringseffektiviteten ved bruk av kjemiske desinfeksjonsmidler

Inaktiveringseffektiviteten ved bruk av kjemiske desinfeksjonsmidler er ved en gitt temperatur avhengig av den konsentrasjonen av desinfeksjonsmiddel som mikroorganismene opplever og den tiden de opplever denne konsentrasjonen, uttrykt ved Ct-verdien.

På grunnlag av data fra litteraturen ble det i Norsk Vann rapport 147/2006 lagt fram et forslag til dimensjonerende Ct-verdier og disse blir lagt til grunn i MBA-veiledningen, se tabell V1.3.

Tabell V1.3 Dimensjonerende Ct-verdi (mg·min/l) for inaktivering av bakterier, virus og parasitter

	Bakterier (3 log)		Virus (3 log)		Parasitter av gruppen <i>Giardia</i> (2 log)		Parasitter av gruppen <i>Cryptosporidium</i> (2 log)	
	4°C	0,5 °C	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C	4°C	0,5°C
Klor								
pH < 7	1,0	1,5	4,0	6,0	75	100	i.a.	i.a.
pH 7 – 8	1,5	2,0	6,0	9,0	100	150	i.a.	i.a.
pH > 8	2,0	3,0	8,0	12,0	175	250	i.a.	i.a.
Kloramin	100	200	1500	2000	1750	2500	i.a.	i.a.
Klordioksid	1,0	1,5	10	15	20	30	>100	>150
Ozon	0,5	0,75	1,0	1,4	1,5	2,0	30	45

i.a. – ikke angitt. Ct-verdien er så høy at den er uinteressant for alle praktiske formål

Vi ser at det er tatt hensyn til dimensjonerende temperatur for de aktuelle vannkilder. Det er også tatt hensyn til pH for klor. I realiteten vil Ct-verdier over 1000 kreve så høye doseringer (evt. så lange oppholdstider) at de for alle praktiske formål er uinteressante.

Ettersom det er direkte sammenheng mellom Ct og log inaktiveringsgrad (log IA), kan man beregne hvilken grad av inaktivering man vil ha ved en bestemt beregnet Ct-verdi, når nødvendig Ct er gitt fra tabell V1.3, gjennom sammenhengen:

$$n_{\text{beregnet}} = n_{\text{nødvendig}} \cdot Ct_{\text{beregnet}} / Ct_{\text{nødvendig}}$$

Dersom man, for eksempel, vil finne hvilken log inaktivering av virus man vil få med ozon dersom Ct verdien er beregnet til 0,8 (4 °C), blir det:

$$n_{\text{beregnet, ozon ved Ct=0,8}} = 3,0 \cdot 0,8 / 1,0 = 2,4$$

Likeledes kan man bestemme nødvendig Ct for en viss log IA når man kjenner nødvendig Ct ved en annen log IA, ved formelen:

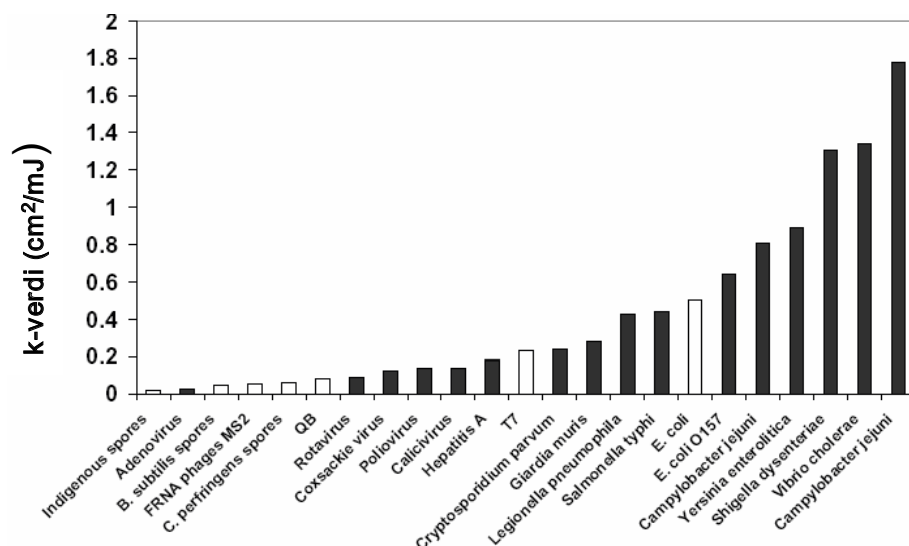
$$Ct_n = Ct_{n-1} \cdot (n/n-1) = Ct_{n+1} \cdot (n/n+1)$$

Det er derfor bare nødvendig å angi én $Ct_{\text{nødvendig}}$ for hver desinfeksjonssituasjon, og den er i tabell V1.3 oppgitt for 3 log IA for bakterier og virus og 2 log IA for parasitter ved de dimensjonerende temperaturer, hhv 0,5 °C (elver og bekker) og 4 °C (innsjøer).

V1.7.2. Inaktiveringseffekten ved bruk av UV-desinfeksjon

Man kan i litteraturen finne data for inaktiveringsgrad av ulike mikroorganismer for ulike doser, eksempelvis i det materialet som ble fremlagt av Hijnen og Medema (2005, 2010), se figur V1.10 som oppsummerer inaktiveringskonstanten, k (cm^2/mJ) for en rekke mikroorganismer. Nødvendig dose for å oppnå en bestemt log-inaktivering får man ved å dividere det antall log-reduksjoner man tar sikte på å nå med inaktiveringskonstanten.

Vi ser av figuren at UV-bestråling er svært effektivt overfor bakterier og parasitter, men mindre effektivt overfor noen virustyper (spesielt Adenovirus) og bakteriesporer.



Figur V1.10 Oppsummering av inaktiveringskonstanten for inaktivering av ulike mikroorganismer med UV (Hijnen og Medema, 2005, 2010)

Folkehelseinstituttet anser at en dose på $30 \text{ mJ}/\text{cm}^2$ gir en tilfredsstillende barrierevirkning overfor både bakterier, virus og parasitter. Som vist over, kan dette være riktig når det gjelder bakterier og parasitter, mens det er diskutabelt når det gjelder virus. Her blir det avgjørende hvilket virus som legges til grunn. $30 \text{ mJ}/\text{cm}^2$ er åpenbart ikke tilstrekkelig til å inaktivere Adenovirus som legges til grunn i de amerikanske retningslinjene og også i minste laget for en del andre patogene virus (rota-, polio- og hepatitt A-virus etc.). I Norge anser Folkehelseinstituttet at faren for å bli smittet av Adenovirus via drikkevann ikke kan forsvare de økonomiske og praktiske konsekvensene det vil ha å oppdimensjonere UV-anlegg for inaktivering av Adenovirus. Veiledningen til Drikkevannsforskriften setter $40 \text{ mJ}/\text{cm}^2$ (biodosimetrisk) som dosekrav når det gjelder bakteriesporer. En slik forhøyet verdi gir samtidig en bedre barriere overfor virus.

Det presiseres at alle data som er tatt med over er bestemt i vann med god transmisjon i batch laboratorieforsøk. Når dose-respons data skal overføres til full-skala anlegg, må man ta hensyn til alle faktorene som nedsetter effektiviteten og som har vært diskutert over. Den nødvendige, faktiske dosen kan vise seg å måtte være 2-3 ganger høyere enn den faktiske dosen bestemt i laboratorieforsøk.

Vedlegg 2 Praktisk anvendelse av verktøykassa – klorforbindelser

I dette vedlegget skal vi gjennomgå en rekke «veikart» for ulike anvendelser av verktøykassa når klorforbindelser benyttes for desinfeksjon, enten det nå er i planleggings- og dimensjonerings situasjoner eller i driftssituasjoner. Grunnlaget finner man i rapportens avsnitt 3.4. Selv om det her refereres hele tiden til klor kan fremgangsmåten også benyttes ved de andre klorforbindelsene.

Klorkontakt-tanken kan være én enkelt tank eller den kan være oppdelt i flere kammer (segmentert). I det følgende skal vi vise vei-kart for en enkelt kontakttank først og deretter i avsnitt V2.3 vise hvordan man går frem når kontakt-tanken er segmentert.

V2.1 Beregning av klordose ved dimensjonering av kloranlegg

Ved dimensjonering står man ofte overfor den utfordring at klordosen skal bestemmes. Nødvendig klordose er avhengig av to forhold:

- 1) Hvor stort «klorbehovet» er, dvs. hvor mye klor som medgår til oksidasjonen
- 2) Hvor stort «kloroverskuddet» må være for at vi skal kunne opprettholde en tilstrekkelig høy Ct-verdi ved desinfeksjonen

Ved en gitt utløpskonsentrasjon (restklorkonsentrasjon) kan man regne seg tilbake til en initialkonsentrasjon, som da er det samme som innløpskonsentrasjonen og følgelig klordosen, ved å bestemme IF (se under).

Initialkonsentrasjonen (C_i) gitt ved:

$$C_i = C_{ut} / e^{-k \cdot t}$$

Når initialkonsentrasjonen er gitt, er klordosen bestemt av det raske initiale klorforbruket (IF) rett etter dosering slik som beskrevet i avsnitt 3.4.1. Klordosen kan da beskrives som:

$$C_{dose} = C_i + IF$$

Initialt klorforbruk (IF) og nedbrytningskonstanten (k) som benyttes i beregningene kan finnes ved bruk av modellene angitt i avsnitt 3.4.2.

Siden både IF og k ikke bare er avhengig av vannets TOC-innhold, men også av klordosen som man skal bestemme i beregningen, er det nødvendig å iterere ("prøve og feile") når dosen beregnes. Nedenfor blir beregningsprosedyren vist for et klorkontaktbasseng bestående av kun ett segment. Men fremgangsmåten er den samme for flere segment i serie.

Dette gir følgende punktvis fremgangsmåte:

- 1) Anta en klordose.
- 2) Bestem initialt klorforbruk (IF) og nedbrytningskonstanten for klor (k) fra modellene angitt i avsnitt 3.4.2 basert på vannets TOC-innhold og antatt klordose.
- 3) Velg ønsket restklorkonsentrasjon ut fra klorkontakttanken (C_{ut}).
- 4) Beregn initialkonsentrasjonen C_i ved hjelp av ligningen $C_i = C_{ut} / e^{-k \cdot t_{eff}}$.
- 5) Beregn klordosen (C_{dose}) ved hjelp av $C_{dose} = C_i + IF$.
- 6) Sjekk om beregnet klordose er i overensstemmelse med antatt klordose i punkt 1.
- 7) Dersom det ikke er overensstemmelse, antar man en ny klordose som er lik den siste beregnede dosen og går tilbake til punkt 2 i beregningsprosedyren og foretar nye beregninger. Dette fortsetter man med inntil antatt dose er i overensstemmelse med beregnet dose.
- 8) Den beregnede C_{dose} er det endelige resultatet.

V2.2 Beregning og bruk av Ct i driftssituasjonen og ved dimensjonering

Ct-beregningene vil være forskjellig i en driftssituasjon, der man har et anlegg og kan gjøre direkte målinger, og i en dimensjonerings- eller planleggingssituasjon der man ikke har mulighet for målinger i eksisterende anlegg. Hensikten med Ct-beregningene vil også være forskjellig. Nedenfor har vi derfor skilt mellom dokumentasjon av driftssituasjon og dimensjoneringssituasjon.

V2.2.1. Veikart for beregning og bruk av Ct for dokumentasjon i driftssituasjonen

I en driftssituasjon kan kloranleggets funksjon dokumenteres ved beregning av Ct-verdi. For et anlegg bestående av en klorkontakttank innebærer en slik dokumentasjon følgende prosedyre:

- 1) Måling av utløpskonsentrasjonen fra klorkontaktbassenget (C_{ut}).
- 2) Bestemmelse av effektiv oppholdstid (t_{eff}). Dette gjøres enten ved hjelp av tracer-undersøkelser og bestemmelse av $t_{10'}$ eller ved å benytte hydraulisk faktor som angitt i avsnitt 3.3.1.
- 3) Registrering av anvendt dose, C_{dose} .
- 4) Måling av innløpskonsentrasjonen til klorkontaktbassenget (C_{inn}). Dette er ønskelig men ikke nødvendig for gjennomføringen av dokumentasjonen.
- 5) Bestemmelse av initialt forbruk (IF) og nedbrytningskonstanten (k) som beskrevet i avsnitt 3.4.2. Hvis man mangler måleverdi for C_{inn} , gå direkte til punkt 7 i prosedyren.
- 6) Hvis man derimot har måleverdier for C_{inn} (i tillegg til C_{dose} , C_{ut} og t_{eff}):
 - Bestem nedbrytningskonstanten (k) ved: $-k = [\ln(C_{ut}/C_{inn})] / t_{eff}$
 - Bestem initialforbruket (IF): $IF = C_{dose} - C_i = C_{dose} - [C_{ut} / e^{k \cdot t_{eff}}]$
 - Gå til punkt 8 i prosedyren
- 7) Hvis man mangler måleverdier for C_{inn} , bestemmes initialt forbruk (IF) og nedbrytningskonstanten (k) som følger:
 - Bestem IF fra beregningsmodellen i avsnitt 3.4.2
 - Bestem initialkonsentrasjonen (C_i): $C_i = C_{dose} - IF$
 - Bestem nedbrytningskonstanten (k): $-k = [\ln(C_{ut}/C_i)] / t$
- 8) Beregning av Ct-verdi for klorkontakttanken: $Ct = (C_{ut} / k)(e^{k \cdot t_{eff}} - 1)$
- 9) Sammenlign beregnet Ct-verdi med dimensjonerende Ct-verdi i tabell 3.1. og beregn log inaktivering for anlegget ved bruk av ligningene i avsnitt 3.2.2.

Gjennomføringen av prosedyren over (dvs. ved dokumentasjon i driftssituasjonen) bør gjøres for ulike belastninger, driftssituasjoner, årstider, vannkvaliteter, osv., fordi endringer i slike forhold vil kunne påvirke konstantene IF og k og dermed resulterende Ct-verdi. Opparbeidelse av et «bibliotek» over IF og k for ulike situasjoner på et anlegg vil derfor være nyttig for å kunne takle endringer og hendelser ved anlegget. Det vil selvsagt også være nyttig ved at grunnlaget for verdiene, bestemt med beregningsmodellene, vil bli bedre over tid og dermed vil dimensjoneringsgrunnlaget også bedres.

V2.2.2. Veikart for beregning og bruk av Ct ved dimensjonering

I forbindelse med dimensjonering er det behov for å bestemme både nødvendig reaktorvolum og nødvendig kapasitet på doseringsutstyr. Det er mulig å utføre beregningene ved å starte med utløpet og regne seg tilbake til doseringspunktet, eller man kan følge vannets vei fra doseringspunktet til utløpet.

Uansett hvilken vei beregningene foretas, vil man måtte foreta iterasjon. Som illustrasjon vises nedenfor veikartet for et anlegg bestående av én klorkontakttank, men prosedyren kan anvendes for alt fra ett til så mange reaktorsegment man måtte ønske.

Beregning basert på valgt utløpskonsentrasjon

Hvis man starter beregningene med en valgt utløpskonsentrasjon, gir det følgende prosedyre for dimensjonering av reaktorvolum og dose:

- 1) Velg ønsket utløpskonsentrasjon (restklorkonsentrasjon), C_{ut} .
- 2) Velg volum og utforming av kontakttanken
- 3) Beregn effektiv kontakttid (t_{eff}) for kontakttanken basert på avsnitt 3.3.1 og tabell 3.2.
- 4) Anta en dose

- 5) Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstant (k) fra modellene (avsnitt 3.4.2.2) basert på antatt dose og vannets TOC-innhold.
- 6) Beregn innløpskonsentrasjonen til klorkontaktanken: $C_{inn} = C_{ut} / e^{-k \cdot t_{eff}}$
- 7) Innløpskonsentrasjonen (C_{inn}) er lik initialkonsentrasjonen (C_i)
- 8) Beregn dosen: $C_{dose} = C_i + IF$
- 9) Sammenlign beregnet dose med antatt dose
 - Hvis beregnet dose ikke er i overensstemmelse med antatt dose, anta da en ny dose som settes lik siste beregnede dosen. Gå så tilbake til punkt 5 i prosedyren og gjennomfør beregningene på nytt. Fortsett slik inntil det er overensstemmelse mellom antatt og beregnet dose.
 - Hvis det er overensstemmelse mellom antatt og beregnet dose, gå da videre til punkt 10 i prosedyren.
- 10) Beregn Ct-verdi for klorkontaktanken: $Ct = (C_{ut} / k)(e^{k \cdot t_{eff}} - 1)$
- 11) Sammenlign beregnet Ct-verdi med dimensjonerende Ct-verdi for ønsket grad av inaktivering i tabell 3.1.
- 12) Hvis sammenligningen er ok, avsluttes beregningene. Hvis ikke gjentas beregningene med nye valg i punkt 1 og 2.

Beregning basert på klordose

Alternativt kan man starte beregningen ved doseringspunktet og følge vannet til utløpet. Dette endrer nødvendig fremgangsmåte og prosedyren blir da som følger:

- 1) Velg ønsket klordose (C_{dose}).
- 2) Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstant (k) fra beregningsmodellene i avsnitt 3.4.2.2 basert på valgt klordose og vannets TOC-innhold.
- 3) Velg volum og utforming på kontaktanken.
- 4) Beregn effektiv kontaktid (t_{eff}) for kontaktanken basert på avsnitt 3.3.1 og tabell 3.2.
- 5) Beregn initial konsentrasjonen: $C_i = C_{dose} - IF$
- 6) Beregn utløpskonsentrasjonen fra klorkontaktanken: $C_{ut} = C_i \cdot e^{-k \cdot t_{eff}}$
- 7) Sjekk at beregnet utløpskonsentrasjon (C_{ut}) er i tråd med ønsket restkonsentrasjon.
 - Hvis beregnet utløpskonsentrasjon ikke er i tråd med ønsket restkonsentrasjon, gå tilbake til punkt 1 og velg en ny ønsket klordose (evt. et annet reaktorvolum) og utfør beregningene på nytt.
 - Hvis beregnet utløpskonsentrasjon er i tråd med ønsket restkonsentrasjon, gå videre til punkt 8.
- 8) Beregn Ct-verdi for klorkontaktanken: $Ct = (C_i / k)(1 - e^{-k \cdot t_{eff}})$
- 9) Sammenlign beregnet Ct-verdi med dimensjonerende Ct-verdi for ønsket grad av inaktivering i tabell 3.1.
- 10) Hvis sammenligningen er ok, avsluttes beregningene. Hvis ikke gjentas beregningene med nye valg i punkt 1 og 2.

V2.2.3. Dimensjonering av kapasitet på doseringsutstyret

Prosedyre for dimensjonering av doseringsutstyr blir en fortsettelse av prosedyren for dimensjonering av reaktorvolum over, og består av følgende:

- 1) Velg ønsket utløpskonsentrasjon (restklorkonsentrasjon), C_{ut} .
 - Denne kan velges lik den som ble benyttet i forbindelse med reaktor dimensjoneringen, eller det kan benyttes en høyere verdi for å bedre kunne håndtere en kritesituasjon (kollaps av vannbehandlingen).
- 2) Velg en dimensjonerende vannkvalitet (mhp. TOC) for doseringsutstyret.
 - Normalt vil man velge råvannskvaliteten, evt. verst forekommende råvannskvalitet.
- 3) Anta en dose
- 5) Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstant (k) fra beregningsmodellene i avsnitt 3.4.2.2 basert på antatt dose og dimensjonerende TOC-innhold.
- 5) Beregn innløpskonsentrasjonen til klorkontaktanken: $C_{inn} = C_{ut} / e^{-k \cdot t_{eff}}$
- 6) Innløpskonsentrasjonen (C_{inn}) er lik initialkonsentrasjonen (C_i)
- 7) Beregn dosen: $C_{dose} = C_i + IF$
- 8) Sammenlign beregnet dose med antatt dose
 - Dersom beregnet dose ikke er i overensstemmelse med antatt dose, anta da en ny dose som settes lik siste beregnede dosen. Gå så tilbake til punkt 4 i prosedyren og gjennomfør beregningene på nytt. Fortsett slik inntil det er overensstemmelse mellom antatt og beregnet dose.
 - Dersom det er overensstemmelse mellom antatt og beregnet dose, gå da videre til punkt 9 i prosedyren.
- 9) Den beregnede dosen C_{dose} vil da være dimensjonerende for doseringsutstyret
 - Formålet med denne dosen er å sikre en gitt restkonsentrasjon (valgt i punkt 1) ved verst tenkelig vannkvalitet.
 - Det er derfor ikke nødvendig å utføre beregning av Ct-verdi

V2.3 Beregninger når klorkontaktbassenget er segmentert

Dersom klorkontaktbassenget er sammensatt av flere kammer (er segmentert), kan man enten gjennomføre beregningene segment for segment, eller man kan benytte det totale volumet av den segmenterte tanken, men da ta nødvendig hensyn til seriefaktoren når den effektive oppholdstiden (t_{eff}) bestemmes – se avsnitt 3.3.1.

Den hydrauliske faktoren, F_h , skal baseres på t_m/T når C_i , k og IF skal bestemmes og på t_{10}/T når C_t skal bestemmes.

V2.3.1. Beregninger segment for segment

Dersom klorkontaktbassenget består av flere segment (for eksempel segment 1, segment 2, segment 3 osv., fra innløp mot utløp), vil initialkonsentrasjonen C_i være innløpskonsentrasjonen til segment 1. Forutsatt at det ikke er dosering mellom segmentene og at nedbrytningskonstanten er den samme for segmentene, vil man ha følgende sammenheng:

- $C_{\text{ut-1}} = C_i \cdot e^{-k \cdot t_1}$
- $C_{\text{ut-2}} = C_{\text{ut-1}} \cdot e^{-k \cdot t_2} = C_i \cdot e^{-k \cdot (t_1+t_2)}$
- $C_{\text{ut-3}} = C_{\text{ut-2}} \cdot e^{-k \cdot t_3} = C_i \cdot e^{-k \cdot (t_1+t_2+t_3)}$

der $C_{\text{ut-1}}$, $C_{\text{ut-2}}$ og $C_{\text{ut-3}}$ er utløpskonsentrasjonen fra henholdsvis segment 1, 2 og 3, mens t_1 , t_2 og t_3 er de effektive oppholdstider i henholdsvis segment 1, 2 og 3.

Den gradvise reduksjonen i klor-konsentrasjonen følger det samme forløpet gjennom alle segmentene. Det betyr også at man i en driftssituasjon kan bestemme nedbrytningskonstanten, k , ved å måle konsentrasjonene mellom de ulike segmentene.

For et anlegg bestående av de 3 segmentene 1, 2 og 3, kan nedbrytningskonstanten k i hvert segment bestemmes uavhengig av hverandre ved hjelp av ligningene:

- $k = - [\ln(C_{\text{ut-3}}/C_{\text{ut-2}})] / t_3$
- $k = - [\ln(C_{\text{ut-2}}/C_{\text{ut-1}})] / t_2$
- $k = - [\ln(C_{\text{ut-1}}/C_{\text{inn-1}})] / t_1$

Oppholdstiden for et segment, for eksempel segment 3, vil i dette tilfellet bli:

$t_3 = t_m/T \cdot V_3/Q$ (se avsnitt 3.3.1) - der V_3 er volumet av segment 3

For å kunne beregne C_t (som må baseres på hydraulisk faktor $F_h = t_{10}/T$), må t_{10}/T for alle segmentene summeres når t_{eff} skal beregnes:

$$t_{\text{eff}} = [\sum_{\text{alle segmenter}} (V_{\text{segment}}/Q) \cdot F_{h, \text{segment}}] \cdot F_s$$

V2.3.2. Beregning basert på total oppholdstid

Alternativt kan man benytte de summerte teoretiske oppholdstider for alle segmentene. Særlig er dette hensiktsmessig når alle segmentene har den samme utforming. Dette vil forenkle beregningene til å bli de samme som beregningene for en enkelt tank, men med den forskjell at **man må benytte en korrigert effektiv oppholdstid** der man tar hensyn til seriefaktoren, F_s , som er relevant for det antall segmenter man har (se tabell 3.2)

Den effektive oppholdstid for en segmentert kontakttank vil da bli:

$$t_{\text{eff}} = V_{\text{total}}/Q \cdot F_h \cdot F_s$$

der F_h og F_s tas fra tabell 3.2 og V_{total} er det totale volumet av alle segmentene.

Ct-verdien for hele den segmenterte kontaktranken beregnes så med utgangspunkt i initialkonsentrasjonen (C_i):

$$Ct = [(C_i / k) (1 - e^{-k \cdot t_{\text{eff}}})]$$

Et alternativt uttrykk for beregning av Ct, basert på en gitt utløpskonsentrasjon fra det siste segmentet i kontakttanken, er:

$$Ct = [(C_{\text{ut}} / k) (e^{k \cdot t_{\text{eff}}} - 1)]$$

Vedlegg 3 Praktisk anvendelse av verktøykassa – ozon

I dette vedlegget skal vi gjennomgå "veikart" for ulike anvendelser av verktøykassa når ozon benyttes for desinfeksjon, enten det nå er i dimensjoneringssituasjoner eller i driftssituasjoner. Grunnlaget finner man i rapportens avsnitt 3.7.

Så vel ozonkontakt-tanken som reaksjonstanken, kan være én enkelt tank eller være oppdelt i flere kammer (segmentert). I det følgende skal vi vise vei-kart for en enkelt kontakttank først og deretter i avsnitt V3.3 vise hvordan man går frem når kontakttanken er segmentert.

V3.1 Veikart for beregning av ozondose ved dimensjonering av ozonanlegg

Den nødvendige ozondose er avhengig av tre forhold:

- 1) Gassoverføring, dvs. hvor effektiv overføringen fra gass til vann er
- 2) Ozonforbruk, dvs. hvor mye ozon som medgår til oksidasjon og egendekomponering
- 3) Ozonoverskuddet som må være for at vi skal kunne opprettholde en tilstrekkelig høy Ct-verdi ved desinfeksjonen

Ved en gitt utløpskonsentrasjon fra reaksjonstanken (restozonkonsentrasjon) kan man regne seg tilbake til innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken. Hvis ozonreaksjonstanken kun består av ett segment, er innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken, C_{inn-r} , (som er lik utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken, C_{ut-k}) gitt ved:

$$C_{inn-r} = C_{ut-k} = C_{ut-r} / e^{-k \cdot t_{eff-r}}$$

Den effektive oppholdstiden i reaksjonstanken er da:

$$t_{eff-r} = V_{total,r} / Q \cdot F_{h,r} \cdot F_{s,r} \quad (F_{h,r} = t_{m,r} / T_r)$$

I kapittel 3.7.1 har man foreslått at effektiv konsentrasjon i kontakttanken, $C_{eff-k'}$, er gitt av utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken, C_{ut-k} . Grunnen til dette er at selv om man har et ozonforbruk pga. oksidasjon, som skulle tilsi at konsentrasjonen var høyere i innløpet enn i utløpet, så har man også en gassoverføring som vil øke konsentrasjonen fra innløpet mot utløpet. Nettoeffekten på konsentrasjonsendringene gjennom kontakttanken kan imidlertid være vanskelig å forutse. For å være konservativ i forbindelse med beregning av Ct-verdi anbefales det å benytte en lik C_{eff-k} for hele kontakttanken. Denne er basert på utløpskonsentrasjonen, C_{ut-k} , fra kontakttanken.

I forbindelse med beregning av nødvendig dose, må man imidlertid også ta hensyn til forbruket i kontakttanken. Dette kan gjøres ved å beregne en tenkt innløpskonsentrasjon til kontakttanken, $C_{inn-k'}$, på samme måte som for reaksjonstanken. Det vil ikke være den reelle innløps-konsentrasjonen, men en tenkt konsentrasjon som man ville hatt hvis all gassoverføring skjedde før kontakttanken, og hastighetskonstanten for ozonforbruk pga. oksidasjon og egen-dekomponering er som i reaksjonstanken. Hvis kontakttanken kun består av ett segment, er da $C_{inn-k'}$ som også er lik initialkonsentrasjonen (C_i), gitt ved:

$$C_i = C_{inn-k} = C_{ut-k} / e^{-k \cdot t_{eff-k}}$$

der t_{eff-k} er effektiv oppholdstid i kontakttanken. De øvrige symbolene er som angitt tidligere.

Når tenkt innløpskonsentrasjon til kontakttanken er gitt (dvs. tenkt initialkonsentrasjon), er nødvendig ozondose bestemt av initialkonsentrasjonen (C_i) og initialforbruket (IF), samt overføringsgraden (k_{overf}) av ozongass. Nødvendig ozondose kan da beskrives som:

$$C_{dose} = (C_i + IF) / k_{overf}$$

Bestemmelsen av k_{overf} og IF er beskrevet i henholdsvis kapittel 3.7.1 og 3.7.2. Siden både initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstanten (k) ikke bare er avhengig av vannets TOC-innhold og pH, men også av ozondosen som man skal bestemme i beregningen, er det nødvendig å iterere («prøve og feile») når dosen beregnes.

Det gir da følgende punktvis beregningsprosedyre:

- 1) Velg type innblandingsenhet og kontakttank
- 2) Bestem ozonoverføringsgraden (k_{overf}) basert på punkt 1 og tabell 3.5.
- 3) Anta en ozondose (C_{dose}).
- 4) Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstanten for ozon (k) fra beregningsmodellene basert på vannets TOC-innhold og pH (se avsnitt 3.7.2.2), samt antatt ozondose.
- 5) Velg ønsket restozonekonsentrasjon ut fra reaksjonstanken ($C_{\text{ut-r}}$).
- 6) Beregn innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken: $C_{\text{inn-r}} = C_{\text{ut-r}} / e^{-k \cdot t_{\text{eff-r}}}$
 - Utløpskonsentrasjonen til kontakttanken: $C_{\text{ut-k}} = C_{\text{inn-r}}$
- 7) Beregn innløpskonsentrasjonen til kontakttanken: $C_{\text{inn-k}} = C_{\text{ut}} / e^{-k \cdot t_{\text{eff-k}}}$
 - Initialkonsentrasjonen: $C_i = C_{\text{inn-k}}$
- 8) Beregn ozondosen: $C_{\text{dose}} = (C_i + \text{IF}) / k_{\text{overf}}$
- 9) Sjekk om beregnet ozondose i punkt 8 er i overensstemmelse med antatt ozondose i punkt 3.
 - Hvis de ikke er i overensstemmelse, antar man en ny ozondose som er lik den siste beregnede dosen og går tilbake til punkt 4 i beregningsprosedyren og foretar nye beregninger.
 - Dette fortsetter man med inntil antatt dose er i overensstemmelse med beregnet dose.
- 10) Den beregnede C_{dose} , som bestemmes på denne måten, er det endelige resultatet.

V3.2 Veikart for beregning og bruk av Ct i driftssituasjonen og ved dimensjonering

På samme måte som for klor vil beregningsprosedyren for Ct-verdi for ozon være svært forskjellig i en driftssituasjon, der man har et anlegg og kan gjøre direkte målinger, fra det den er i en planleggings- eller dimensjoneringssituasjon hvor driftsdata for anlegget ikke er tilgjengelige.

V3.2.1. Veikart for beregning av Ct for dokumentasjon i en driftssituasjon

I en driftssituasjon kan ozonanleggets funksjon dokumenteres ved beregning av Ct-verdi. For et anlegg bestående av en ozonkontakttank og en ozonreaksjonstank (dvs. kun ett segment av hver tank) innebærer en slik dokumentasjon følgende prosedyre:

- 1) Mål utløpskonsentrasjonen fra ozonreaksjonstanken ($C_{\text{ut-r}}$).
- 2) Bestem effektiv oppholdstid i kontakttanken ($t_{\text{eff-k}}$) og reaksjonstanken ($t_{\text{eff-r}}$). Dette gjøres enten ved hjelp av tracer undersøkelser (for bestemmelse av t_{10} eller t_m/T) eller ved å benytte hydraulisk faktor som angitt i avsnitt 3.3.1 og tabell 3.2 og/eller tabell 3.3.
- 3) Registrer anvendt dose, C_{dose}
- 4) Bestem overføringsgraden (k_{overf}) og initialforbruket (IF) fra henholdsvis tabell 3.5 og beregningsmodellen for IF_{ozon}
 - Dette er ikke nødvendig for dokumentasjonen av Ct-verdi, men kan være nyttig informasjon for kontrollberegninger (se avsnitt 3.7.1 og 3.7.2).
- 5) Mål innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken ($C_{\text{inn-r}}$) som er det samme som utløpskonsentrasjonen til kontakttanken ($C_{\text{ut-k}}$).
 - Dette er absolutt ønskelig men ikke helt nødvendig for gjennomføringen av dokumentasjonen.
- 6) Bestem nedbrytningskonstanten (k) som beskrevet i kapittel 3.7.2. Hvis man mangler måleverdi for $C_{\text{ut-k}} = C_{\text{inn-r}}$, gå direkte til punkt 7 i prosedyren. Hvis man derimot har måleverdier for $C_{\text{ut-k}} = C_{\text{inn-r}}$ (selvsagt i tillegg til C_{dose} og $C_{\text{ut-r}}$), medfører dette:
 - Bestem nedbrytningskonstanten (k) ved: $-k = [\ln(C_{\text{ut-r}}/C_{\text{inn-r}})] / t_{\text{eff}}$
 - Gå til punkt 8 i prosedyren
- 7) Hvis man mangler måleverdier for $C_{\text{ut-k}} = C_{\text{inn-r}}$, bestemmes nedbrytningskonstanten (k) og utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken ($C_{\text{ut-k}}$) som følger:
 - Bestem nedbrytningskonstanten (k) fra beregningsmodell (se avsnitt 3.7.2.2)
 - Bestem utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken: $C_{\text{ut-k}} = C_{\text{inn-r}} = C_{\text{ut-r}} / e^{-k \cdot t_{\text{eff-r}}}$
- 8) Bestem effektiv konsentrasjon i kontakttanken ($C_{\text{eff-k}}$) basert på utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken ($C_{\text{ut-k}}$) og tabell 3.6.

- 9) Beregn Ct-verdi for ozonkontakttanken: $(Ct)_k = C_{\text{eff-k}} \cdot t_{\text{eff-k}}$
- 10) Beregn Ct-verdi for ozonreaksjonstanken: $(Ct)_r = (C_{\text{ut-r}} / k)(e^{k \cdot t_{\text{eff-r}}} - 1)$
- 11) Beregn den totale Ct-verdien ved å summere $(Ct)_k$ og $(Ct)_r$:
 - $C \cdot t = [C_{\text{eff-k}} \cdot t_{\text{eff-k}}] + [(C_{\text{ut-r}} / k)(e^{k \cdot t_{\text{eff-r}}} - 1)]$
- 12) Sammenlign beregnet Ct-verdi med nødvendig Ct-verdi for å oppnå en gitt log-reduksjon i tabell 3.1, og beregn log inaktivering for anlegget ved hjelp av ligningene gitt i avsnitt 3.2.2.

Gjennomføringen av prosedyren over (dvs. dokumentasjon av driftssituasjon) bør gjøres for ulike belastninger, driftssituasjoner, årstider, vannkvaliteter, osv., fordi endringer i slike forhold vil kunne påvirke konstantene k_{overf} IF og k og dermed resulterende Ct-verdi. Opparbeidelse av et «bibliotek» over k_{overf} IF og k for ulike situasjoner på et anlegg vil derfor være nyttig for å kunne takle endringer og hendelser ved anlegget. Det vil også styrke nøyaktigheten av verdiene for IF og k bestemt gjennom modellberegningen og på den måten forbedre grunnlaget for fremtidig optimalisering av dimensjonering av drift.

V3.2.2. Veikart for beregning av Ct i forbindelse med planlegging og dimensjonering

I forbindelse med planlegging og dimensjonering er det behov for å bestemme både nødvendig reaktor-volum og nødvendig kapasitet på doseringsutstyr. Det er mulig å utføre beregningene ved å starte med utløpet og regne seg tilbake til doseringspunktet, eller man kan følge vannets vei fra doserings-punktet til utløpet. Uansett hvilken veg beregningene foretas, vil man måtte gjøre iterasjoner.

Som illustrasjon her velges et anlegg bestående av en ozonkontakttank og en ozonreaksjonstank, men prosedyren kan anvendes for så mange segment man måtte ønske av de to reaktorene (se avsnitt V3.3).

Beregning basert på valgt utløpskonsentrasjon

Hvis man starter beregningene med en valgt utløpskonsentrasjon, gir det følgende prosedyre for dimensjonering av reaktorvolum og dose:

- 1) Velg ønsket utløpskonsentrasjon fra reaksjonstanken ($C_{\text{ut-r}}$)
- 2) Velg volum og utforming av kontakttank og reaksjonstank
- 3) Beregn effektiv oppholdstid i både kontakttank og reaksjonstank basert på tracerstudier /for bestemmelse av t_{10} og t_{tr}/T eller basert på hydrauliske faktorer som vist i avsnitt 3.3.1 og tabell 3.2 og/eller 3.3
 - På denne måten beregnes $t_{\text{eff-k}}$ og $t_{\text{eff-r}}$
- 4) Anta en dose
- 5) Bestem ozonoverføringsgraden (k_{overf}) basert på type innblandingsenhet og tabell 3.4
- 6) Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstant (k) basert på beregningsmodellene i avsnitt 3.7.2.2 basert på antatt dose og vannets pH og TOC-innhold.
- 7) Beregn innløpskonsentrasjonen til ozonreaksjonstanken: $C_{\text{inn-r}} = C_{\text{ut-r}} / e^{-k \cdot t_{\text{eff-r}}}$
- 8) Innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken ($C_{\text{inn-r}}$) er lik utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken ($C_{\text{ut-k}}$)
- 9) Beregn en tenkt initialkonsentrasjon (C_i) som er lik innløpskonsentrasjon til kontakttanken ($C_{\text{inn-k}}$): $C_i = C_{\text{inn-k}} = C_{\text{ut-k}} / e^{-k \cdot t_{\text{eff-k}}}$
- 10) Beregn ozondosen: $C_{\text{dose}} = (C_i + \text{IF}) / k_{\text{overf}}$
- 11) Sammenlign beregnet dose med antatt dose
 - Dersom beregnet dose ikke er i overensstemmelse med antatt dose, anta da en ny dose som settes lik siste beregnede dosen. Gå så tilbake til punkt 7 i prosedyren og gjennomfør beregningene på nytt. Fortsett slik inntil det er overensstemmelse mellom antatt og beregnet dose.
 - Dersom det er overensstemmelse mellom antatt og beregnet dose, gå da videre til punkt 13
- 12) Bestem effektiv konsentrasjon i kontakttanken ($C_{\text{eff-k}}$) basert på utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken ($C_{\text{ut-k}}$) og tabell 3.6
- 13) Beregn Ct-verdi for kontakttanken: $(Ct)_k = C_{\text{eff-k}} \cdot t_{\text{eff-k}}$
- 14) Beregn Ct-verdi for reaksjonstanken: $(Ct)_r = (C_{\text{ut-r}} / k)(e^{k \cdot t_{\text{eff-r}}} - 1)$
- 15) Beregn den totale Ct-verdi som summen av Ct-verdien for kontakttanken og reaksjonstanken: $Ct_{\text{total}} = [C_{\text{eff-k}} \cdot t_{\text{eff-k}}] + [(C_{\text{ut-r}} / k)(e^{k \cdot t_{\text{eff-r}}} - 1)]$
- 16) Sammenlign beregnet Ct-verdi med dimensjonerende Ct-verdi for ønsket grad av inaktivering i tabell 3.1.
 - Dersom sammenligningen er ok, avsluttes beregningene. Hvis ikke gjentas beregningene med nye valg i punkt 1, 2 og 3.

Beregning basert på ozondose

Alternativt kan man starte beregningen ved doseringspunktet og følge vannet til utløpet. Dette endrer nødvendig fremgangsmåte og prosedyren blir da som følger:

- 1) Velg ønsket ozondose (C_{dose}).
- 2) Bestem ozonoverføringsgraden (k_{overf}) basert på type innblandingsenhet og tabell 3.5
- 3) Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstant (k) for ozon ved hjelp av beregningsmodellene for IF og k basert (se avsnitt 3.7.2.2) på valgt ozondose og vannets pH og TOC-innhold.
- 4) Velg volum og utforming for kontakttank og reaksjonstank.
- 5) Beregn effektiv kontakttid i både kontakttank (t_{eff-k}) og reaksjonstank (t_{eff-r}) basert på tracerstudier (for bestemmelse av t_{10} eller t_m) eller basert på de hydrauliske faktorer som vist i avsnitt 3.3.1 og tabell 3.2 og/eller 3.3
- 6) Beregn tenkt initialkonsentrasjon: $C_i = (C_{dose} - IF) / k_{overf}$
- 7) Beregn utløpskonsentrasjonen fra ozonkontakttanken: $C_{ut-k} = C_i \cdot e^{-k \cdot t_{eff-k}}$
- 8) Innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken (C_{inn-r}) er lik utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken (C_{ut-k})
- 9) Beregn utløpskonsentrasjonen fra ozonreaksjonstanken: $C_{ut-r} = C_{inn-r} \cdot e^{-k \cdot t_{eff-r}}$
- 10) Sjekk at beregnet utløpskonsentrasjon fra reaksjonstanken (C_{ut-r}) er i tråd med ønsket restkonsentrasjon.
 - Dersom beregnet utløpskonsentrasjon ikke er i tråd med ønsket restkonsentrasjon, gå tilbake til punkt 1 og velg en ny ønsket ozondose (evt. et annet reaktorvolum) og utfør beregningene på nytt.
 - Dersom beregnet utløpskonsentrasjon er i tråd med ønsket restkonsentrasjon, gå videre til punkt 11.
- 11) Bestem effektiv konsentrasjon i kontakttanken (C_{eff-k}) basert på utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken (C_{ut-k}) og tabell 3.6.
- 12) Beregn Ct-verdi for kontakttanken: $(Ct)_k = C_{eff-k} \cdot t_{eff-k}$
- 13) Beregn Ct-verdi for reaksjonstanken: $(Ct)_r = (C_{inn-r} / k) (1 - e^{-k \cdot t_{eff-r}})$
- 14) Beregn den totale Ct-verdi som summen av Ct-verdien for kontakttanken og reaksjonstanken: $Ct_{total} = [C_{eff-k} \cdot t_{eff-k}] + [(C_{inn-r} / k) (1 - e^{-k \cdot t_{eff-r}})]$
- 15) Sammenlign beregnet Ct-verdi med dimensjonerende Ct-verdi for ønsket grad av inaktivering i tabell 3.1.
- 16) Hvis den beregnede Ct-verdien er i overensstemmelse med nødvendig Ct-verdi, er Ct-verdien endelig bestemt og beregningene avsluttes. Hvis ikke, gjentas beregningene med nye valg i punkt 1 og 2.

V3.2.3. Veikart for dimensjonering av kapasiteten av ozondoseringsutstyret

Proseduren for dimensjonering av doseringsutstyr blir en fortsettelse av prosedyren for dimensjonering av reaktorvolum og vil være som følger:

- 1) Velg den utløpskonsentrasjon reaksjonstanken (restozonkonsentrasjon), C_{ut-r} som man ønsker å planlegge eller dimensjonere for
 - Denne kan velges lik den som ble benyttet i forbindelse med reaktor dimensjoneringen, eller mest hensiktsmessig en høyere verdi for å bedre kunne håndtere en krisesituasjon (kollaps av vannbehandlingen foran).
- 2) Velg en dimensjonerende vannkvalitet (mhp pH og TOC) for doseringsutstyret.
 - Normalt vil man velge verste forekommende vannkvalitet, evt. råvannskvalitet.
- 3) Anta en dose
- 4) Bestem ozonoverføringsgraden (k_{overf}) basert på type innblandingsenhet og tabell 3.5
- 5) Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstant (k) fra beregningsmodellene (se avsnitt 3.7.2.2) basert på antatt dose og dimensjonerende pH og TOC-innhold.
- 6) Beregn innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken: $C_{inn-r} = C_{ut-r} / e^{-k \cdot t_{eff-r}}$
- 7) Utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken (C_{ut-k}) er lik innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken (C_{inn-r})
- 8) Beregn tenkt innløpskonsentrasjon til kontakttanken: $C_{inn-k} = C_{ut-k} / e^{-k \cdot t_{eff-k}}$
- 9) Tenkt innløpskonsentrasjon til kontakttanken (C_{inn-k}) er lik tenkt initialkonsentrasjon (C_i)
- 10) Beregn dosen: $C_{dose} = (C_i + IF) / k_{overf}$
- 11) Sammenlign beregnet dose med antatt dose
 - Hvis beregnet dose ikke er i overensstemmelse med antatt dose, anta da en ny dose som settes lik siste beregnede dosen. Gå så tilbake til punkt 4 i prosedyren og gjennomfør beregningene på nytt. Fortsett slik inntil det er overensstemmelse mellom antatt og beregnet dose.
 - Hvis det er overensstemmelse mellom antatt og beregnet dose, gå da videre til punkt 12 i prosedyren.
- 12) Den beregnede dosen C_{dose} vil da være dimensjonerende for doseringsutstyret
 - Formålet med denne dosen er å sikre en gitt restkonsentrasjon (valgt i punkt 1) ved verst tenkelig vannkvalitet. Det er derfor ikke nødvendig å utføre beregning av Ct-verdi

V3.3 Beregninger når kontakttank og reaksjonstank er segmentert

Dersom kontakttanken og/eller reaksjonstanken er sammensatt av flere kammer (er segmentert), kan man enten gjennomføre beregningene segment for segment, eller man kan benytte det totale volumet av den segmenterte tanken, men da ta nødvendig hensyn til seriefaktoren når den effektive oppholdstiden (t_{eff}) bestemmes – se avsnitt 3.3.1.

Den hydrauliske faktoren, F_h , skal baseres på t_m/T når C_i , k og IF skal bestemmes og på t_{10}/T når C_t skal bestemmes.

V3.3.1. Beregninger segment for segment

Dersom ozonkontakttanken består av flere kammer eller segment (for eksempel segment 1, segment 2, segment 3 osv., fra innløp mot utløp), vil initialkonsentrasjonen (C_i) være innløpskonsentrasjonen til segment 1 ($C_{\text{inn-k-1}}$). Forutsatt at nedbrytningskonstanten er den samme for segmentene, vil man ha følgende sammenheng:

$$\begin{aligned} C_{\text{ut-k-1}} &= C_i \cdot e^{-k \cdot t_{k1}} \\ C_{\text{ut-k-2}} &= C_{\text{ut-k-1}} \cdot e^{-k \cdot t_{k2}} = C_i \cdot e^{-k \cdot (t_{k1} + t_{k2})} \\ C_{\text{ut-k-3}} &= C_{\text{ut-k-2}} \cdot e^{-k \cdot t_{k3}} = C_i \cdot e^{-k \cdot (t_{k1} + t_{k2} + t_{k3})} \end{aligned}$$

der $C_{\text{ut-k-1}}$, $C_{\text{ut-k-2}}$ og $C_{\text{ut-k-3}}$ er utløpskonsentrasjonen fra henholdsvis segment 1, 2 og 3 av kontakttanken, mens t_{k1} , t_{k2} og t_{k3} er den effektive oppholdstiden i henholdsvis segment 1, 2 og 3 av kontakttanken. Alle utløpskonsentrasjonene er tenkte konsentrasjoner bortsett fra utløpskonsentrasjonen fra siste segment ($C_{\text{ut-k-3}}$ ved 3 segmenter).

Effektiv konsentrasjon, $C_{\text{eff-k}}$ for alle segmentene blir da bestemt av $C_{\text{ut-k-3}}$ og tabell 3.6.

C_t -verdi for hele kontakttanken blir:

$$(C_t)_k = C_{\text{eff-k}} \cdot (t_{k1} + t_{k2} + t_{k3})$$

Dersom ozon reaksjonstanken består av flere segment (for eksempel segment 1, segment 2, segment 3 osv., fra innløp mot utløp), vil utløpskonsentrasjonen fra siste segment av kontakttanken (for eksempel $C_{\text{ut-k-3}}$) være innløpskonsentrasjonen til segment 1 av reaksjonstanken ($C_{\text{inn-r-1}}$). Forutsatt at det ikke er dosering mellom segmentene og at nedbrytningskonstanten er den samme for segmentene, vil man ha følgende sammenheng:

$$\begin{aligned} C_{\text{ut-r-1}} &= C_{\text{inn-r-1}} \cdot e^{-k \cdot t_{r1}} \\ C_{\text{ut-r-2}} &= C_{\text{ut-r-1}} \cdot e^{-k \cdot t_{r2}} = C_{\text{inn-r-1}} \cdot e^{-k \cdot (t_{r1} + t_{r2})} \\ C_{\text{ut-r-3}} &= C_{\text{ut-r-2}} \cdot e^{-k \cdot t_{r3}} = C_{\text{inn-r-1}} \cdot e^{-k \cdot (t_{r1} + t_{r2} + t_{r3})} \end{aligned}$$

der $C_{\text{ut-r-1}}$, $C_{\text{ut-r-2}}$ og $C_{\text{ut-r-3}}$ er utløpskonsentrasjonen fra henholdsvis segment 1, 2 og 3 av reaksjonstanken, mens t_{r1} , t_{r2} og t_{r3} er effektiv oppholdstid i henholdsvis segment 1, 2 og 3 av reaksjonstanken.

Det betyr at den gradvise reduksjonen i ozonkonsentrasjonen følger det samme forløpet gjennom alle segmentene. Det betyr også at man i en driftssituasjon kan bestemme nedbrytnings-konstanten, k , ved å måle konsentrasjonene mellom de ulike segmentene. Alternativt kan man utføre konsentrasjonsberegningene fra en gitt utløpskonsentrasjon i siste segment av reaksjonstanken ($C_{\text{ut-r-3}}$):

$$\begin{aligned} k &= -[\ln(C_{\text{ut-r-3}}/C_{\text{ut-r-2}})] / t_{r3} \\ k &= -[\ln(C_{\text{ut-r-2}}/C_{\text{ut-r-1}})] / t_{r2} \\ k &= -[\ln(C_{\text{ut-r-1}}/C_{\text{inn-r-1}})] / t_{r1} \end{aligned}$$

Den effektive oppholdstiden i et segment, for eksempel segment 3, vil i dette tilfellet bli:

$t_{r3} = t_m/T \cdot V_3/Q$ (se avsnitt 3.3.1), der V_3 er volumet av segment 3.

For å kunne beregne C_t (som må baseres på hydraulisk faktor $F_h = t_{10}/T$), må t_{10}/T for alle segmentene summeres når t_{eff} skal beregnes:

$$t_{eff} = \left[\sum_{\text{alle segmenter}} (V_{\text{segment}}/Q) \cdot F_{h, \text{segment}} \right] \cdot F_s$$

V3.3.2. Beregninger basert på total oppholdstid

Alternativt kan man, ved beregning av C_t for kontakttank og reaksjonstank i et segmentert system benytte den totale oppholdstid (dvs. den summerte oppholdstid over alle segment i den aktuelle tanken). Særlig kan dette være hensiktsmessig i et system der hvert av segmentene i respektive tank er likt utformet. Dette vil forenkle beregningene til å bli tilsvarende de som benyttes for en enkelt tank, men med den forskjell at man må benytte en korrigert effektiv oppholdstid der man tar hensyn til seriefaktoren, F_s , som er relevant for det antall segmenter man har (se tabell 3.2)

Den effektive oppholdstid for en segmentert kontakttank, hhv reaksjonstank vil da bli:

$$t_{eff-c} = V_{total,c}/Q \cdot F_{h,c} \cdot F_{s,c} \quad (F_{h,c} = t_{10,c}/T_c)$$

og

$$t_{eff-r} = V_{total,r}/Q \cdot F_{h,r} \cdot F_{s,r} \quad (F_{h,r} = t_{10,r}/T_r)$$

der F_h og F_s tas fra tabell 3.2 og V_{total} er det totale volumet av alle segmentene.

C_t -verdien for kontakt tanken vil da bli:

$$(Ct)_k = C_{eff-k} \cdot t_{eff-c}$$

C_t -verdien for reaksjonstanken vil baseres på innløpskonsentrasjonen ($C_{inn-r-1}$):

$$(Ct)_r = [(C_{inn-r-1} / k) (1 - e^{-k \cdot t_{eff-r}})]$$

Et alternativt uttrykk for beregning av C_t -verdien som man kan bruke dersom man benytter seg av en gitt utløpsverdi for siste segment i kontakttanken (C_{ut-r}) som start punkt, vil være:

$$(Ct)_r = [(C_{ut-r} / k) (e^{k \cdot t_{eff-r}} - 1)]$$

Den totale C_t -verdi for hele systemet, vil da være gitt som summen av C_t -verdien i hhv. kontakttanken og reaksjonstanken:

$$Ct = (Ct)_k + (Ct)_r$$

TIDLIGERE UTGITTE RAPPORTER

2014	209	Veiledning i mikrobiell barriere analyse
	208	Sikring av kvalitet på ledningsanlegg
	207	Stikkledninger – ansvar og teknisk utforming
	206	Biostabilitet i drikkevannsnett
	205	Bærekraftig forvaltning av VA-tjenestene
	204	Åpne flomveger i bebygde områder
	203	Fra driftsassistanter til regionale vannassistanter
	202	Microbial barrier analysis (MBA) – a guideline
	201	Anskaffelser i vannbransjen
	200	Håndtering av overvann fra urbane veger
2013	199	Etablering av gode VA-løsninger i spredt bebyggelse
	198	Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam – Resultater fra undersøkelsen i 2012/13
	197	Avløpsanlegg Vurdering av risiko for ytre miljø
	196	Veiledning i tilstandskartlegging og fornyelse av VA-transportssystemer
	195	Sikkerhet og sårbarhet i driftskontrollsystemer for VA-anlegg
	B19	Varmepumper i drikkevannsforsyningssystem
	B18	Kranvannets kokebok for kommunikasjon
	B17	Investeringsbehov i vann- og avløpssektoren
	194	Energiriktig design og prosjektering av avløpsrenseanlegg
	193	Veiledning i dimensjonering og utforming av VA-transportsystem
2012	192	Veiledning for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken
	191	Rettigheter til uttak av vann til allmenn vannforsyning
	190	Klimatilpasningstiltak innen vann og avløp i kommunale planer
	188	Veiledning for drift av koaguleringsanlegg
	C8	Omdømmeplattform og -strategi
	187	Kommunal overtakelse av vannverk organisert som andelslag eller samvirkeforetak
	186	Veiledning i omorganisering av andelsvannverk til samvirkeforetak
	185	Fett i avløpsnett. Kartlegging og tiltaksforslag
	184	Tilsyn med utslipp fra avløpsanlegg innen kommunens myndighetsområde
	183	Veiledning om regulering av VA-tjenester til næringsmiddelindustri
2011	182	Prøvetaking av avløpssvann og slam
	181	Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng
	180	Fjernavlesning av vannmålere
	179	Veiledning i utarbeidelse av kommunale gebyrforskrifter for vann og avløp
	B16	Veiledning for kartlegging av energibruk i VA-sektoren
	B15	Vannforskriftens økonomiske konsekvenser for kommunesektoren og avløpsanleggene
	C7	Forvaltningspraksis ved norsk dampsikkerhet
	178	Grunnundersøkelser for infiltrasjon – mindre avløpsanlegg
	177	Drikkevannskvalitet og kommende utfordringer – problemoversikt og status
	176	Statlige gebyrer og avgifter på de kommunale VAR-tjenestene
2010	175	Vann og avløp for nye i bransjen – læreplan. E-læring og samlinger
	174	Hygienisering av avløpsslam. Langtidslagring og enkel rankekompostering. Resultater fra 3 års valideringstesting
	173	Veiledning for bruk av støpejernsrør
	B14	Klimatilpasningstiltak i VA-sektoren – forprosjekt
	B13	Silslam – mengder, behandlingsløsninger og bruksområder. Forprosjekt.
	172	Trykktap i avløpsnett
	171	Erfaringer med lekkasjekontroll
	170	Veileder til god desinfeksjonspraksis
	169	Optimal desinfeksjonspraksis fase 2
	168	Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg
2009	167	Veiledning for kjøp av VA-kjemikalier
	166	Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske renseanlegg
	165	Innsamlingsverktøy for vedlikeholdsdata
	B12	Drikkevann i media
	164	Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann
	163	Veiledning for innhenting og evaluering av tilbud på analyseoppdrag
	162	Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering
	161	Helsemessig sikkert vannledningsnett
	160	Driftserfaringer med membranfiltrering
	159	Håndbok i kildesporing i avløpssystemet
2008	158	Termoplastrør i Norge – før og nå
	B11	Økonomiske forhold i interkommunalt VA-samarbeid – praksis og kjøreregler
	B10	Vannkilden som hygienisk barriere
	B9	Utvikling av et system for spørreundersøkelser blant VA-kundene
	C6	I veien for hverandre – Samordning av rør og kabler i veigrunnen
	157	Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07
	156	Veiledning for oljeutskilleranlegg
	155	Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren
	154	Norm for tagkoding i VA-anlegg
	153	Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren
2007	152	Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren
	151	Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)
	150	Dataflyt – Klassifisering av avløpsledninger
	B8	Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren
	B7	Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring
	149	Tilførsel av industrielt avløpssvann til kommunalt nett. Veiledning
	148	Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann
	147	Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann
	146	Bærekraftig vedlikehold. Betrachtninger av utvalgte problemstillinger knyttet til langsiktig forvaltning av vannledningsnett
	B6	Kommunikasjonsstrategi for NORVAR og norske vann og avløpsverk
2006	B5	Utslipp fra bilvaskehaller
	B4	Vannkvalitet i ledningsnett – Problemoversikt og status. Forprosjekt.
	B3	Kvalitetshving av nye VA-ledningsanlegg. Kartlegging og tiltaksforslag
	C5	Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen – veiledning
	C4	Effekter av bruk av matavfallskverner på ledningsnett, renseanlegg og avfallsbehandling
	145	Inspeksjonsmanual for avløpssystemer. Del 1 – Ledninger
	144	Veiledning i overvannshåndtering (Erstattet av 162/08)
	143	Kartlegging av mulig helserisiko for abonnenter berørt av trykkløst vannledning ved arbeid på ledningsnettet
	142	NORVARs benchmarkingsprosjekt 2004 Presentasjon av målesystem og resultater for 2003 ed analyse av datamaterialet
	B2	PressurePuls for deteksjon av lekkasje på vannledninger.
2005	C3	Samarbeid om økt bruk av avløpsslam på grøntarealer
	141	Trenger Norge en VA-lov? Drøfting av behovet for en egen sektorlov for vann og avløp
	140	NORVARs videre arbeid med slam. Strategisk plan for prosjektvirksomhet, informasjon og kommunikasjon. Forprosjekt
	139	Erfaringar med kloring og UV-stråling av drikkevann
	138	Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk. Revidert utgave
	137	Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng (Erstattet av 181/2011)
	136	Hygienisk barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt?
	135	Vannledningsrør i Norge. Historisk utvikling. 26 dimensjonstabeller
	134	VA-JUS. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (Erstattet av boken Vann- og avløpsrett (2010) og nettportalen va-jus.no)
	B1	Effektive VA-organisasjoner og tilfredse brukere. Forprosjekt
2004	C2	Stoff for stoff – kilde for kilde. Kvikksølv i avløpsnettet
	133	IT-strategi for VA-sektoren. Veiledning
	132	Forslag til nytt system for prosjektvirksomheten i NORVAR
	131	Effektivisering av avløpssektoren
	130	Gjenanskaffelseskostnadene for norske VA-anlegg
	129	Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering hovedledninger
	C1	Sårbarhet i vannforsyningen
	128	Bruk av resultatindikatorer og benchmarking i effektivitetsmåling av kommunale VA-virksomheter. Erfaringer og anbefalinger fra et prøveprosjekt
	127	Vassdragsforbund for Mjøsa og tilløpselvene – en samarbeidsmodell
	126	Organisering og effektivisering av VA-sektoren. En mulighetsstudie
2003	125	Mal for forenklet VA-norm
	124	Nødvendig kompetanse for legging av VA-ledninger. Læreplan for ADK 1
	123	Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Veiledning for utarbeidelse av lokale forskrifter (Utgått)
	122	Prosesen ved utarbeidelse av miljømål for vannforekomster. Erfaringer og råd fra noen kommuner
	121	Kjøkkenavfallskverner for håndtering av matavfall. Erfaringer og vurderinger
	120	Strategi for norske vann- og avløpsverk. Rapport fra strategiprosess 2000/2001
	119	Omstruktureringer i VA-sektoren i Norge En kartlegging og sammenstilling
	118	Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR- teknikk (Erstattet av 138/04)
	117	VA-juss. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (Erstattet av 134/03)
	116	Scenarier for VA-sektoren år 2010
2002	115	Pumping av avløpsslam. Pumpetyper, erfaringer og tips
	114	Nødvendig kompetanse for drift av vannbehandlingsanlegg. Læreplan for driftsoperatør vann
	113	Nødvendig kompetanse for drift av avløpsrenseanlegg. Læreplan for driftsoperatør avløp
	112	Erfaringer med nye renseløsninger for mindre utslipp
	111	Eksempel på driftsinstruks for silanlegg. Cap Clara i Molde kommune
	110	Veileder i konkurranseutsetting. Avtaler for drift og vedlikehold av VA-anlegg
	109	Resultatindikatorer som styringsverktøy for VA-ledelsen
	108	Data for dokumentasjon av VA-sektorens infrastruktur og resultater
	107	Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Teknisk veiledning. Foreløpig utgave
	106	Effektiv bruk av driftsinformasjon på renseanlegg/mal for rapportering
2001	105	Sjekkliste plan- og byggeprosess for silanlegg
	104	Nordisk konferanse om nitrogenfjerning og biologisk fosforfjerning 1999
	103	Returstrømmer i renseanlegg. Karakterisering og håndtering
	102	Oppsummering av resultater og erfaringer fra forsøk og drift av nitrogenfjerning ved norske avløpsrenseanlegg
	101	Status og strategi for VA-opplæringen
	100	Kvalitet, service og pris på kommunale vann- og avløpstjenester
	99	Veiledning i dokumentasjon av utslipp
	98	Kvalitetssystemer for VA-ledninger. Mal for prosessen for å komme fram til kvalitetssystem som tilfredsstiller kravene i revidert plan- og bygningslov
	97	Slamforbranning (VA-forsk 1999-11). (Samarbeidsprosjekt med VAV)
	96	Rist- og silgods - karakterisering, behandlings- og disponeringsløsninger
1999	95	Veileder for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken (Erstattet av 192/12)
	94	Nettverksamarbeid mellom NORVAR, driftsassistanter og kommuner
	93	Videreutvikling av NORVAR. Resultatet av strategisk prosess 1997/98
	92	Informasjon om VA-sektoren – forprosjekt
	91	Vurdering av «slamfabrikk» for Østfold
	90	Actiflo-prosjektet ved Flesland ra



Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norsk vann.no
www.norsk vann.no