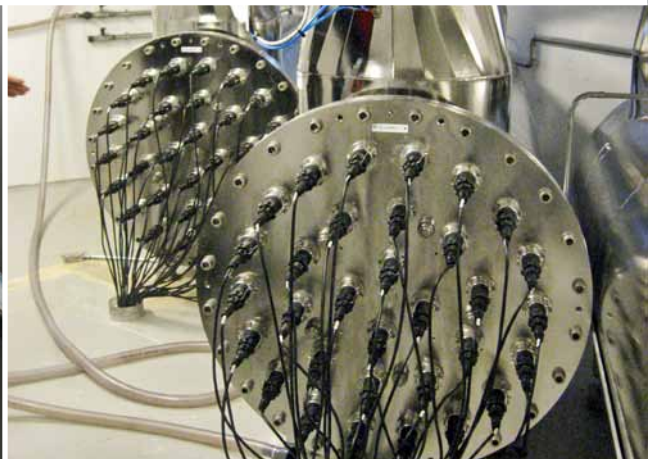




Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis

Sluttrapport fra prosjektet Optimal desinfeksjonspraksis



Norsk Vann Rapport

(Tidligere NORVAR-rapporter)

Det utgis 3 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

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

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 BA, Vangsvegen 143, 2317 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norsk vann.no
www.norsk vann.no

Forsidefoto: Ivar Helleberg og Kjetil Furuberg, Norsk Vann og Oslo kommune, Vann- og avløpsetaten

Norsk Vann Rapport

Norsk Vann BA

Adresse: Vangsvegen 143, 2317 Hamar
Telefon: 62 55 30 30
E-post: post@norsk vann.no
Internettadresse: norsk vann.no

Rapportnummer: 170 - 2009
ISBN 978-82-414-0307-1 ISSN 1504-9884 (trykt utgave) ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)
Dato: 15. november 2009
Antall sider (inkl. bilag): 99
Tilgjengelighet: Åpen: x Begrenset:

Rapportens tittel: Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis	
Forfattere: Hallvard Ødegaard, Stein Østerhus og Esa Melin	
<p>Ekstrakt:</p> <p>Denne rapporten (Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis, Norsk Vann rapport 170/2009 – også kalt GDP-veiledningen) er resultatet av arbeidet i prosjektet Optimal desinfeksjonspraksis, der det tidligere er gitt ut to arbeidsrapporter:</p> <ol style="list-style-type: none">1. Optimal desinfeksjonspraksis – Norsk Vann rapport 147/20062. Optimal desinfeksjonsrapport II – Norsk Vann rapport 169/2009 <p>GDP-veiledningen diskuterer begrepene "to 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 nødvendig inaktiveringsgrad i sluttdesinfeksjonen i et vannverk, basert på barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde, i vannbehandlingen (utover sluttdesinfeksjonen) og overvåknings- og kontrolltiltak i vannkilde/nedslagsfelt og vannbehandling. Utfra dette kan man bestemme hvor stor reduksjonen av ulike mikroorganismegrupper (bakterier, virus og parasitter) må være i sluttdesinfeksjonen for at barrierevirkningen i hele vannverket skal være tilfredsstillende.</p> <p>Veiledningen anviser så beregnings- og testmetoder ("verktøykasse") som kan tas i bruk for å se til at de desinfeksjonstiltak som settes inn skal kunne gi den nødvendige inaktivering av mikroorganismer.</p> <p>Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis (GDP-veiledningen), vil kunne bli 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.</p>	
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 man vil sikre at befolkningen får et betryggende vann selv om én av de barrierer mot forurensning, for eksempel et behandlingstiltak, svikter.

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 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.

GDP-veiledningen, som her foreligger, 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 GDP-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 GDP-veiledningen vil kunne lette arbeidet for alle parter som deltar i dette arbeidet.

Det er utarbeidet en beregningsmodell (regneark i excel) for God desinfeksjonspraksis som er tilgjengelig på norsk vann.no og svensktvatten.se.

Rapporten er utarbeidet av Prof., dr.ing. Hallvard Ødegaard (prosjektleder), seniorforsker, dr.ing. Stein Østerhus og post doc, dr.tekn. Esa Melin. I tillegg har MSc-stud. (nå MSc) Arnulf Kalleberg, MSc-stud (nå MSc) Marion Trøan og MSc-stud (nå MSc) Solveig Fosse) arbeidet med prosjektet. Alle var tilknyttet Institutt for vann- og miljøteknikk ved Norges teknisk-naturvitenskaplige universitet (NTNU) under arbeidet med rapporten.

Referansegruppen i prosjektet har bestått av Lars Enander, Christen Ræstad, Truls Krogh, Ketil Pettersen, Arne Seim, Svein F. Liane, Halvard Kierulf, Gunnar Mosevoll, Jarle Skaret, Tor Håkonsen, Kristofer Dahlberg og Jonas Aaw.

Styringsgruppen for prosjektet har vært fagutvalget i Norsk Vanns faggruppe for vannforsyning, Morten Nicholls, Ulf Eriksson og Olof Bergstedt. Prosjektleder fra Norsk Vann og Svenskt Vatten har vært henholdsvis Kjetil Furuberg og Gullvy Hedenberg.

Prosjektet er finansiert gjennom Norsk Vanns prosjektsystem, av Svenskt Vatten og Mattilsynet.

Norsk Vann og Svenskt Vatten retter 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 og Stockholm, 15. november 2009

Kjetil Furuberg

Gullvy Hedenberg

Norsk Vann

Svenskt Vatten

Innholdsfortegnelse

Forord	2
Oppsummering	5
English summary	8
1. Innledning	10
1.1. Drikkevannsforskriftens krav om hygieniske barrierer	10
1.2. Formålet med "Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis".....	10
1.3. Hva innebærer begrepet "god desinfeksjonspraksis"?.....	11
1.4. Mikroorganismer som man trenger hygieniske barrierer mot	12
1.4.1. Virus.....	12
1.4.2. Bakterier	12
1.4.3. Parasitter	12
1.4.4. Indikatororganismer.....	12
1.5. Kommentarer til formuleringer i veilederen til den norske drikkevannsforskriften	13
1.6. Barrieretiltak.....	15
1.6.1. Tiltak i nedslagsfelt og kilde	15
1.6.2. Tiltak i vannbehandlingen	16
1.6.3. Multiple hygieniske barrierer	17
2. Desinfeksjonsmetoder	18
2.1. Generelt om desinfeksjon	18
2.1.1. Noen desinfeksjonsbegreper.....	18
2.2. Faktorer som påvirker desinfeksjonseffektiviteten	18
2.2.1. Kontakttid	18
2.2.2. Konsentrasjon av desinfeksjonsmiddel	19
2.2.3. Vannets sammensetning og temperatur	20
2.2.4. Faktorer som påvirker desinfeksjonseffektiviteten ved UV-bestråling	20
2.3. Ct-begrepet	21
2.3.1. Konsentrasjonsendringen i desinfeksjonsreaktoren	21
2.3.2. Strømningsbildet i desinfeksjonsreaktoren.....	22
2.3.3. Ct-begrepet ved UV-bestråling.....	23
2.4. Desinfeksjon med klorforbindelser.....	24
2.4.1. Klor	24
2.4.2. Kloramin	25
2.4.3. Klordioksid.....	26
2.5. Desinfeksjon med ozon.....	26
2.5.1. Elementene i et ozonanlegg	27
2.6. Desinfeksjon ved UV-bestråling	28
2.6.1. UV-dose og dosefordeling	28
2.6.2. Virkemåte og oppbygning av UV-anlegg.....	29
2.6.3. Vannkvalitetens innflytelse.....	30
2.6.4. Innflytelse av strømkvalitet og temperatur i forbindelse med oppstart	30
2.6.5. Godkjenning av UV-aggregater	31
2.7. Inaktiveringseffektiviteten ved de ulike desinfeksjonsmetodene.....	32
2.7.1. Kjemiske desinfeksjonsmidler	32
2.7.2. UV-bestråling	33
3. Prosedyre for bestemmelse av god desinfeksjonspraksis	34
3.1. Innledning	34
3.2. Oppbygning av prosedyren.....	34
3.3. Begreper og definisjoner.....	36
3.3.1. Vannverksstørrelse	36
3.3.2. Vannkildetype	36
3.3.3. Kvalitetsnivå	37

3.3.4.	Barrierehøyde	38
3.3.5.	Log-kreditt	38
3.3.6.	Inaktiveringsgrad	38
3.4.	Gjennomføring av prosedyren.....	39
3.4.1.	Bestemmelse av vannkvalitetsnivå i råvann.....	39
3.4.2.	Bestemmelse av barrierehøyde.....	41
3.4.3.	Bestemmelse av log-kreditt for barrieretiltak før sluttdeinfeksjonen	42
3.4.3.1	Log-kreditt for barrieretiltak knyttet til innsjøer og deres nedslagsfelt	43
3.4.3.2	Log-kreditt for tiltak knyttet til grunnvann og grunnvannbrønnenes influensområde	44
3.4.3.3	Log-kreditt for overvåkning av råvannskvalitet i kilden samt tiltak ved avvik	47
3.4.3.4	Log-kreditt for vannbehandling utover sluttdeinfeksjon.....	48
3.4.3.5	Log-kreditt for driftsovervåkning av vannbehandling med tilhørende tiltak ved avvik	49
3.4.4.	Bestemmelse av nødvendig inaktiveringsgrad (log-reduksjon) i sluttdeinfeksjonen	50
4.	Beregnings- og testmetoder ("verktøykasse") for desinfeksjon	51
4.1.	Grunnlag for dimensjonering og drift	51
4.1.1.	Dimensjonerende vannmengde.....	51
4.1.2.	Sammensetning og temperatur på vannet som skal desinfiseres	52
4.2.	Ct-verdier for inaktivering av ulike mikroorganismer	52
4.2.1.	Generelt om Ct-begrepet	52
4.2.2.	Dimensjonerende Ct-verdier.....	53
4.3.	Bestemmelse av Ct-verdi	54
4.3.1.	Bestemmelse av t i Ct-beregningen	54
4.3.2.	Bestemmelse av C i Ct-beregningen	55
4.4.	Klor	55
4.4.1.	Konsentrasjonsforløpet.....	55
4.4.2.	Initialforbruk og nedbrytningskonstant for klor.....	56
4.4.2.1	Bestemmelse av IF og k ved målinger	57
4.4.2.2	Bestemmelse av IF og k ved beregninger.....	57
4.4.2.3	Bestemmelse av IF og k ved en kombinasjon av målinger og beregninger ..	57
4.4.3.	Beregning av Ct.....	58
4.4.4.	Segmentering av klorkontaktbassenget.....	58
4.4.5.	Beregning av klordose ved dimensjonering av kloranlegg	59
4.4.6.	Beregning og bruk av Ct i driftssituasjonen og ved dimensjonering	60
4.4.6.1	Bruk av Ct for dokumentasjon i driftssituasjonen	60
4.4.6.2	Bruk av Ct ved dimensjonering.....	61
4.4.6.3	Fremgangsmåte ved dimensjonering av kapasitet på doseringsutstyret	62
4.5.	Kloramin	63
4.5.1.	Konsentrasjonsendringsforløp ved kloraminering	63
4.5.2.	Beregning av Ct.....	65
4.6.	Klordioksid.....	65
4.6.1.	Beregning av Ct ved bruk av klordioksid.....	65
4.6.2.	Initialforbruk og nedbrytningskonstant for klordioksid	66
4.7.	Ozon.....	67
4.7.1.	Konsentrasjonsendringsforløp.....	67
4.7.2.	Ozonoverføringsgrad, initialforbruk og nedbrytningskonstant for ozon	70
4.7.2.1	Bestemmelse av IF og k ved målinger	70
4.7.2.2	Bestemmelse av IF og k ved en kombinasjon av målinger og beregninger ..	70
4.7.2.3	Bestemmelse av initialkonsentrasjonen ved beregninger alene.....	71
4.7.3.	Beregning av Ct ved ozonering	72
4.7.4.	Segmentering av kontakttanken og reaksjonstank.....	72
4.7.5.	Beregning av ozondose ved dimensjonering av ozonanlegg.....	73
4.7.6.	Beregning og bruk av Ct i driftssituasjonen og ved dimensjonering	75

4.7.6.1	Beregning av Ct for dokumentasjon i en driftssituasjon	75
4.7.6.2	Beregning av Ct i forbindelse med dimensjonering	76
4.7.6.3	Fremgangsmåte ved dimensjonering av kapasiteten av doseringsutstyret ...	79
4.8.	Bestemmelse av endelig inaktiveringsgrad ved kjemiske desinfeksjonsmetoder	80
4.9.	UV bestråling	82
4.9.1.	UV-doser og inaktivering	82
4.9.2.	Bestemmelse av inaktiveringsgrad ved UV bestråling	85
4.10.	Bestemme om barrierehøyden er tilfredsstillende	87
5.	Eksempler på bruk av denne veiledningen	88
5.1.	Beskrivelse av eksempel-vannverket	88
5.1.1.	Vannkilde	88
5.1.2.	Beskyttelsestiltak i nedslagsfelt og kilde	88
5.1.3.	Råvannskvalitet	88
5.1.4.	Vannbehandling	88
5.2.	Beskrivelse av planlagte barrieretiltak	89
5.2.1.	Barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde	89
5.2.2.	Utvidet risikobasert kartleggingsprogram mht mikrobiologiske parametre ...	89
5.2.3.	Planlagte vannbehandlingstiltak	89
5.3.	Gjennomgang av prosedyre for bestemmelse av barrieresituasjonen i dagens vannverk	90
5.3.1.	Vannkvalitetsnivå	90
5.3.2.	Barrierehøyde	91
5.3.3.	Log-kreditt tiltak i nedslagsfeltet	91
5.3.4.	Log-kreditt i dagens vannbehandling utover sluttdesinfeksjonen (klorering)	91
5.3.5.	Nødvendig log-reduksjon i sluttdesinfeksjonen med dagens vannbehandlingsanlegg	91
5.4.	Bruk av verktøykassa for å vurdere barriereeffekten av dagens kloreringsanlegg	91
5.4.1.	Dimensjonerende temperatur, pH og TOC-innhold	91
5.4.2.	Dimensjonerende Ct-verdier	92
5.4.3.	Effektiv oppholdstid i klorkontaktbassenget	92
5.4.4.	Bestemmelse av initialforbruk og nedbrytningskonstant	92
5.4.5.	Ct-beregning	92
5.4.6.	Bestemmelse av inaktiveringsgrad	93
5.4.7.	Vurdering av barriereeffekten av sluttdesinfeksjonen i dagens anlegg	93
5.5.	Inaktiveringsgrad ved det planlagte UV-anlegget	93
5.5.1.	Beregning av inaktiveringsgrad for det planlagte UV-anlegget	93
5.5.2.	Vurdering av barriereeffekt i vannverket når UV-anlegget er på plass	94
5.6.	Analyse av oppgradering av vannbehandling	95
5.6.1.	Ombygging til Moldeprosessen (tre-mediafilter med koagulering)	95
5.6.2.	Ombygging til vannbehandlingsanlegg basert på ozonering/biofiltrering	96
5.6.2.1	Beskrivelse av anlegget	96
5.6.2.2	Beregning av Ct-verdi for ozonanlegget	97
5.6.1.3	Vurdering av barrieresituasjonen med ozonering/biofiltrering i vannbehandlingen	98
5.7.	Andre eksempler	98
6.	Referanser	99

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 til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis (GDP-veiledningen).

GDP-veiledningen diskuterer begrepene "to 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.

Prosedyren bygger på følgende:

1. Man tar utgangspunkt i risiko- og sårbarhetssituasjonen gitt ved:
 - Råvannets hygieniske kvalitet – som leder til et gitt **kvalitetsnivå**
 - Vannverkets størrelse
 - Typen av vannkilde (får betydning ved bestemmelse av nødvendig log-reduksjon – se under)
2. Det utgangspunkt som pkt 1 gir, bestemmer den **barrierehøyde** som må overkommes for å sikre en tilstrekkelig hygienisk barrierevirkning i hele vannverket.
 - Barrierehøyde defineres som den reduksjon (angitt som nødvendig log-reduksjon) av de enkelte patogengrupper (bakterier, virus og parasitter) som totalt sett må oppnås i vannverket
3. Så gis det "**log-kreditt**" (fradrag) for:
 - Barrieretiltak som settes inn i nedslagsfelt og vannkilde
 - Vannbehandlingstiltak utover sluttdesinfeksjonen
 - Overvåknings- og kontrolltiltak for vannkilde og vannbehandlingsanlegg
4. Ved subtraksjon bestemmes så den **inaktiveringsgrad** (angitt som log reduksjon) av de enkelte patogengrupper som sluttdesinfeksjonen må sørge for

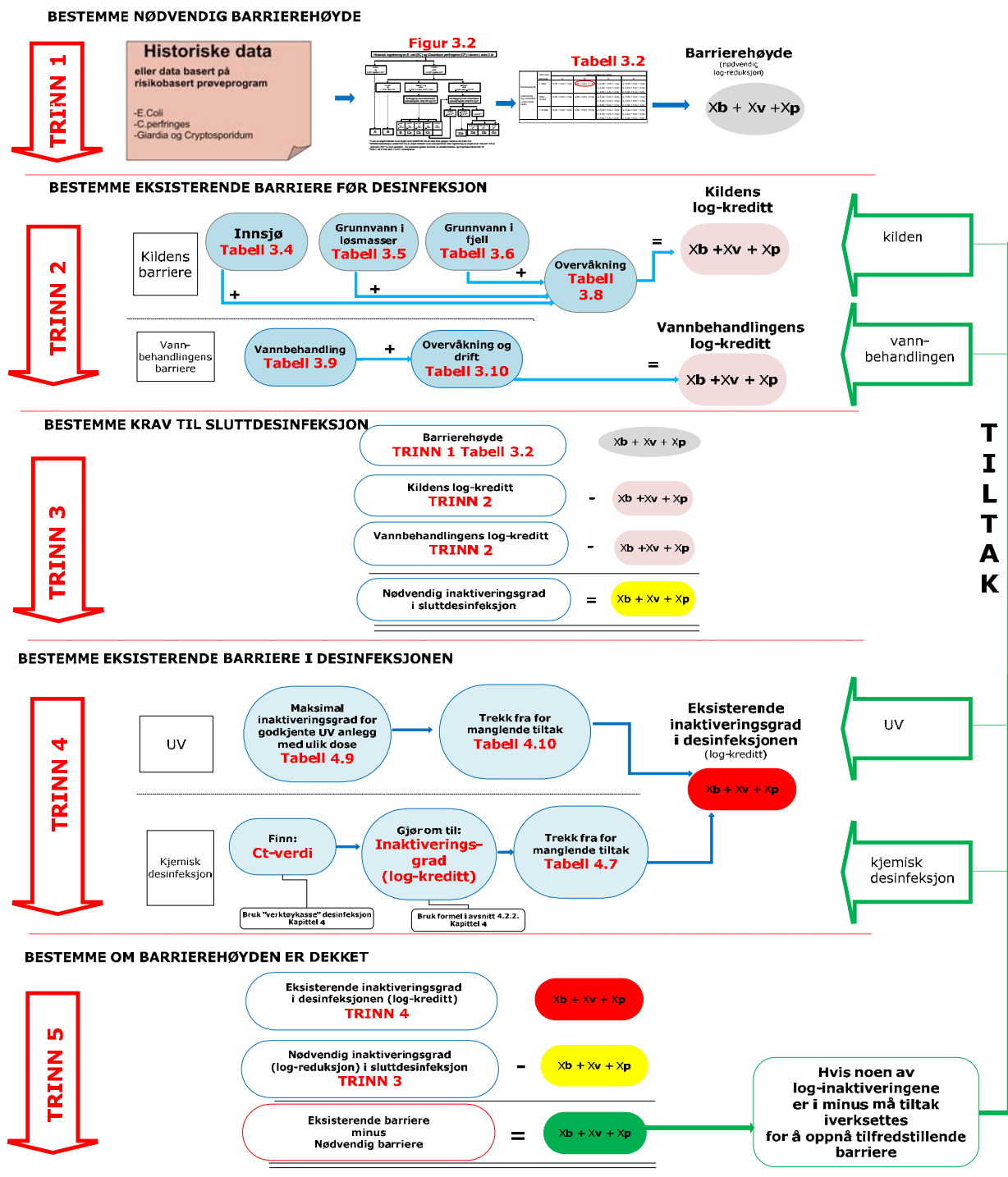
Veiledningen anviser så beregnings- og testmetoder ("verktøykassa") som kan tas i bruk for å se til at de desinfeksjonstiltak som settes inn skal kunne gi den nødvendige inaktivering av mikroorganismer. Verktøykassa kan benyttes:

1. for i dimensjoneringssituasjonen 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

GDP-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 GDP-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.

Figuren nedenfor er hentet fra kapittel 3 og gir en oversikt over helheten og de enkelte trinnene i prosedyren. Hvert trinn er beskrevet i detalj i rapportens enkelte kapitler.



Figur 3.1. Oversikt over trinnene i prosedyren for god desinfeksjonspraksis

English summary

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

Address: Vangsvegen 143, N-2317 Hamar, Norway
Phone: + 47 62 55 30 30
E-mail: post@norskvann.no
Website: www.norwegian-water.no / www.norskvann.no

Report no: 170 - 2009
Report title: Guideline to determination of good disinfection practice
Date of issue: 15. November 2009
Number of pages: 99

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

Author: Hallvard Ødegaard, Stein Østerhus og Esa Melin

ISBN: 978-82-414-0307-1
ISSN 1504-9884 (printed edition)
ISSN 1890-8802 (electronic edition)

In most water works the disinfection of the water is the most important barrier against microbial pollution, but hygienic barriers may also be obtained through measures in the catchment area as well as in the water source. This implies that the barrier concept is not precise.

This report (Guideline to determination of good disinfection practice, Norwegian Water report 170/2009) – the GDP-guideline - is a 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)

In the GDP-guideline that is a result of cooperation between Norwegian Water BA and Swedish Water AB, the concept of "multiple hygienic barriers" and "good disinfection practice" is discussed. The report 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.

A procedure is described by which one is able to determine the extent of inactivation of the different microorganisms needed in order to meet the hygienic barrier level that the procedures recommends.

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 contains flowcharts of the steps that must be performed in the GDP-guideline. Also an excel sheet was prepared to facilitate the calculation and the summation of barrier heights and needed log-reduction.

The GDP-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 godkjenningsspliktig 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. Godkjenningssmyndigheten 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. De som skal arbeide med godkjenning, planlegging og drift av vannverk må altså forholde seg både til barrierebegrepet og til desinfeksjon som vannbehandlingsmetode.

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

1.2. Formålet med "Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis"

Formålet med å utgi en "Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis" (kalt GDP-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 GDP-veiledningen seg mot alle aktører knyttet til planlegging og drift av vannverk.

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 vannforsyningssystemet (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 til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis 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 GDP-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 GDP-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 Vannforsynings ABC (FHI 2006) 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 $1 \mu\text{m}$. Den bakterien som hyppigst er årsak til sykdom i Norge er *Campylobacter* som også gir mage- og tarminfeksjoner. Andre viktige sykdomsfremkallende bakterier er *Escherichia coli* (*E. coli*) og *Salmonella*. Det finnes flere typer av *E. coli*. Noen av dem har evnen til å fremkalle meget alvorlig sykdom, for eksempel *E. coli* O177:H7.

Sporedannende bakterier

Noen bakterieslekter (for eksempel *Bacillus* og *Clostridium*) danner en overlevelseshet 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 $3\text{--}10 \mu\text{m}$. 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

I stedet for direkte analyse mhp vannets innhold av patogene mikroorganismer, er det lang tradisjon for å analysere mhp mikrobielle indikatororganismer.

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

Koliforme bakterier inklusive *E. coli* benyttes som indikator på fersk fekal vannforurensing, og også som indikator for effektiviteten av desinfeksjonsprosesser mhp. å inaktivere patogene bakterier. *E. coli* er imidlertid ikke en pålitelig indikator på nærvær av virus, *Cryptosporidium* og *Giardia* (oo)cyster i drikkevann etter desinfeksjon. Den er heller ikke en pålitelig indikator for forekomst av *Campylobacter*, fordi *Campylobacter* er påvist i prøver hvor *E. coli* ikke er påvist.

I den norske drikkevannsforskriften inngår *Clostridium perfringens* sporer som indikator for virus og protozoer. Om den er en god indikator for disse patogene mikroorganismegruppene vet en ikke nok om. De siste WHO retningslinjene (WHO, 2004) for drikkevannskvalitet anbefaler imidlertid ikke rutinemessig overvåking av bakterien *Clostridium perfringens* inkl. sporer i vann til forbruker, fordi overlevelsen av sporene mest sannsynlig vil være så mye lengre enn overlevelsen av patogene fra tarmen, inkludert virus og protozoer. 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* er en indikator for "gammel" fekal forurensning. Man har i GDP-veiledningen derfor valgt å benytte *Clostridium perfringens* som en av indikatorene ved bestemmelse av vannkvalitetsnivået i kilden, selv om det kan stilles spørsmålsteget ved *Clostridium perfringens* som indikatoren for patogen forurensning som sådan.

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*.

Slik situasjonen er i dag (med manglende erfaring og rutine mht kolifag-analyser), tar imidlertid GDP-veiledningen utgangspunkt i at bestemmelse av *E. coli*, *Clostridium perfringens* og evt. (i et utvidet kartleggingsprogram) parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium* benyttes til å fastslå vannkildens vannkvalitetsnivå. Så snart kolifag bestemmelser blir allment brukt, bør imidlertid også disse inn i vannkvalitetsbestemmelsen.

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 3 ("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 den norske drikkevannsforskriften

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

I 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 mikroorganismene/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 fortykning, 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 GDP-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 3.3.5) 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 inaktiveringsseffekt (gjennom biodosimetrisk dimensjonering, se senere) og ved klorering eller ozonering vil klor/ozondosen måtte bli urimelig høy fordi det initielle klor/ozonforbruket 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 imidlertid i så fall være basert på to ulike desinfeksjonsmetoder for at barrierene skal være uavhengige.

1.6. Barrieretiltak

Det er flere tiltak som kan beskytte befolkningen mot sykdom forårsaket av sykdomsfremkallende (patogene) mikroorganismer i drikkevannet:

1. Man kan forhindre mikroorganismene å nå vannverkets inntak i drikkevannskilden ved:
 - a. tiltak i nedslagsfeltet
 - b. tiltak i kilden
2. Man kan sette inn vannbehandlingstiltak gjennom:
 - a. fjerning av mikroorganismene gjennom partikkelseparasjon
 - b. inaktivering av mikroorganismene gjennom desinfeksjon

1.6.1. Tiltak i nedslagsfelt og kilde

Tiltak i nedslagsfelt og kilde kan både være slike som forhindrer at forurensning 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 utdøying i naturen eller gjennom særskilt 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 3 "Prosedyre for bestemmelse av god desinfeksjonspraksis" 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.

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

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

¹RO- omvendt osmose, NF-nanofiltrering, UF- ultrafiltrering, MF-mikrofiltrering

I GDP-veiledningens kapittel 3 gis det en mer detaljert kvantifisering av effektiviteten gjennom en log-kreditt angivelse.

Inaktivering av mikroorganismer (desinfeksjon)

Desinfeksjon (dvs. inaktivering av mikroorganismer) har i Norge og Sverige vært det viktigste tiltak mot sykdomsfremkallende 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 desinfeksjonsmetodene 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	Delvis god ¹
UV-bestråling	Svært god	God ²	Svært god

¹ God overfor *Giardia*, mindre god overfor *Cryptosporidium*

² Bedre overfor noen virus enn andre

I denne GDP-veiledningens kapittel 4 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. Multiple hygieniske barrierer

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.

Problemet med å angi "to" er at det krever at man vet hva én barriere kan kvantifiseres til. En slik kvantifisering er meget vanskelig, men for vannbehandlingstiltak gir veiledningen til drikkevannsforskriften en pekepinn, idet det der 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 GDP-veiledningen tar man utgangspunkt i dette og forsøker å kvantifisere 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 GDP-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 3) 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. Desinfeksjonsmetoder

I dette kapittelet gis det en kort innføring i ulike desinfeksjonsmetoder for å gi grunnlag til å forstå de anbefalinger som gis i GDP-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.

2.1. Generelt om desinfeksjon

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

2.1.1. Noen desinfeksjonsbegreper

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.
- Primærdesinfeksjon er den egentlige desinfeksjon, dvs. den prosess som primært tar sikte på å inaktivere mikroorganismer i anlegget og bare har det som hensikt.
- Sekundærdesinfeksjon er tilsetning av et desinfeksjonsmiddel i den primære hensikt å hindre/inaktivere mikroorganismer på ledningsnettet, enten for å møte en forurensning på nettet eller for å hindre vekst.

2.2. 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

2.2.1. 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):

$$dN_t/dt = -k \cdot N_t \quad (2.1)$$

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:

$$\ln N_t/N_0 = -k \cdot t \quad (2.2)$$

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

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

$$\log_{10} N_t/N_0 = -k/2,3 \cdot t = -k' \cdot t \quad (2.3)$$

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:

$$\log N_t/N_0 = -k \cdot t^m \quad (2.4)$$

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

2.2.2. Konsentrasjon av desinfeksjonsmiddel

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

$$k = a \cdot C^n \quad (2.5)$$

k = utdøingskonstanten
 a = 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:

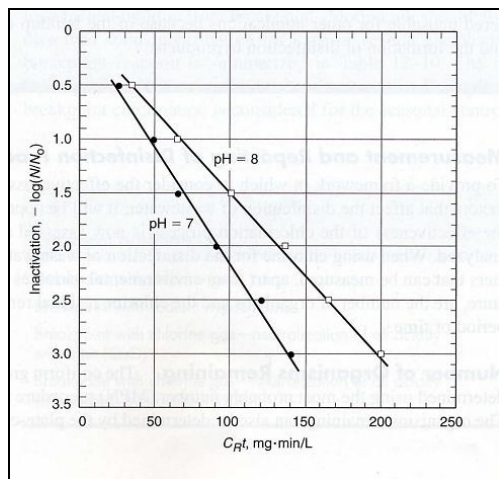
$$dN_t/dt = -a \cdot C^n \cdot N_t \quad \text{som integrerer til} \quad (2.6)$$

$$\log N_t/N_0 = -a \cdot C^n \cdot t \quad (2.7)$$

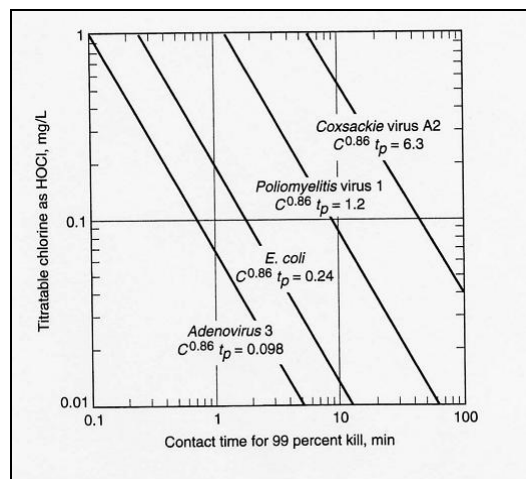
I utgangspunktet antar man vanligvis at $n \sim 1$, dvs. graden av inaktivering er bestemt av produktet av desinfeksjonsmiddelets konsentrasjon og kontakttiden, og at disse to faktorene derfor har like stor innflytelse. Dette er imidlertid ikke nødvendigvis alltid tilfelle, noe som kan fastslås ved å plote C mot t på logpapir 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 eksempel i figur 2.1.

Ulike organismer tåler ulik dose, se figur 2.2, som viser et eksempel på en sammenligning av nødvendig Ct for 4 ulike organismer ved desinfeksjon med klor.



Figur 2.1 Eksempel på sammenheng mellom inaktiveringsgrad og Ct. Inaktivering av Giardia cyster med fri klor ved 10 °C



Figur 2.2 Eksempel på nødvendig klorkonsentrasjon og kontakttid for 2 log inaktivering av E. coli og ulike virus (0 – 6 °C)

2.2.3. Vannets sammensetning og temperatur

Vannets sammensetning vil kunne ha stor innvirkning på desinfeksjonsprosessen. Dette gjelder vannets innhold av organisk stoff, oksiderbart 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 tommeltottregel 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.

2.2.4. Faktorer som påvirker desinfeksjonseffektiviteten ved UV-bestråling

Ved UV-bestråling benyttes inaktiveringseffekten som UV-bestråling gir i stedet for den inaktiveringseffekten et kjemisk oksidasjonsmiddel gir. Men de faktorer som påvirker desinfeksjonseffekten ved UV-bestråling 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 intensiteten av UV-strålene som har betydning.

Desinfeksjonseffektiviteten ved UV-bestråling 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-bestråling blir nærmere omtalt i kapittel 2.6. For grundigere innføring henvises det til Norsk Vann rapport 164, 2008, Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann (Eikebrokk et al, 2008).

2.3. 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. 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.

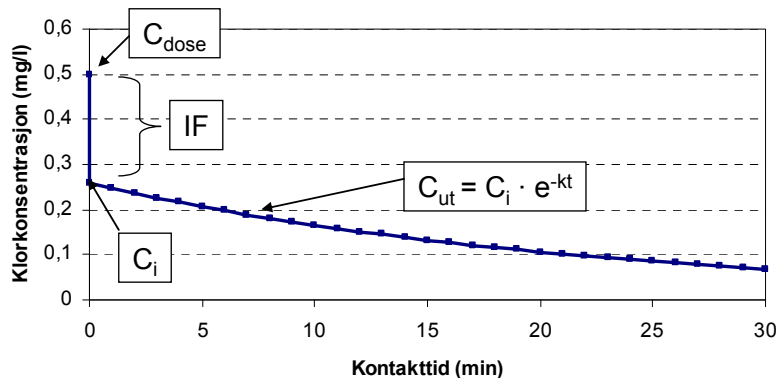
Ct-verdien kan brukes som et direkte mål på barriereeffekten, fordi Ct-verdien kan si oss hvor stor log-reduksjon som kan forventes ved gitte betingelser av C og t. I den norske veiledningen til drikkevannsforskriften benyttes Ct-prinsippet indirekte idet man, for eksempel for klor, sier at man har en 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.

Vi skal komme tilbake til bruken av Ct prinsippet senere (se kapittel 4). Vi vil der vise at utfordringen med bruk av prinsippet er 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.

2.3.1. 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 2.3 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 2.3. I kapittel 4 gis det anvisning på hvordan Ct-beregningen skal foretas.



Figur 2.3 Illustrasjon av klorforbruket etter tilsetning

2.3.2. 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 for enhver reaktor er:

$$T_h = V/Q \quad \text{der } V \text{ er reaktorvolumet og } Q \text{ er vannmengden} \quad (2.8)$$

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:

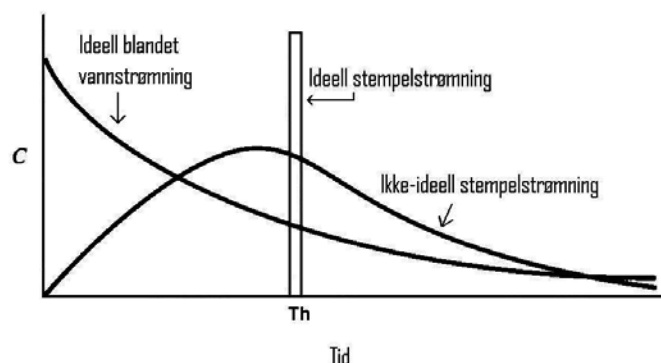
1. Stempelstrøm (plug flow)
2. Ideell blanding (complete mixed flow)

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 (tracerstudier) 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 2.4 viser hvordan konsentrasjonen av sporstoff ut av ulike typer reaktorer vil være.

Det er bare ved stempelstrømning at alle vannelementene har den samme oppholdstid, nemlig midlere oppholdstid, T_h . For alle andre strømningstilstander vil vi ha med en fordeling av oppholdstider å gjøre. For et tilfeldig strømningstilstand som ligger et sted mellom ideell blanding og stempelstrømning, vil tyngdepunktet av oppholdstider alltid være kortere enn den ved stempelstrømning, noe som i praksis 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.



Figur 2.4 Utløpskonsentrasjon etter momentan tilsetning av sporstoff ved innløpet.

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

- Etablere et høyt lengde-bredde forhold på kontakttanken
- Benytte ledevægger som styrer strømmingen (øker lengde-bredde forholdet)
- Benytte flere tanker i serie (unngår tilbakeblanding)
- 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 strømningstilstanden 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 kapittel 4.

2.3.3. Ct-begrepet ved UV-bestråling

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 benevnelse 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 benevnelse mWs/cm^2 (eller mJ/cm^2)
 - Ekvivalent med Ct-verdi ved kjemiske desinfeksjonsmetoder.
 - $D = I \cdot t$
 - $1 \text{ mWs}/\text{cm}^2 = 1 \text{ mJ}/\text{cm}^2 = 10 \text{ J}/\text{m}^2$

2.4. 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:

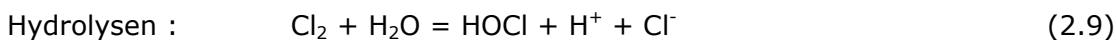
1. Underklorsyring (HOCl), hypoklorittion (OCl^-) og molekylært klor (Cl_2). Molekylært klor vil ved normale pH forhold straks hydrolysere til de to andre forbindelser som utgjør det vi kaller fritt tilgjengelig klor.
2. Monokloramin (NH_2Cl), dikloramin (NHCl_2), og nitrogentriklorid (NCl_3). For at 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.

2.4.1. Klor

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



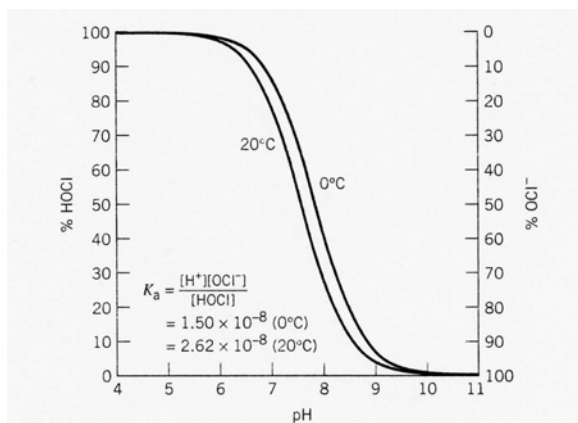
Når klor på hypoklorittform tilsettes, får vi tilsvarende:



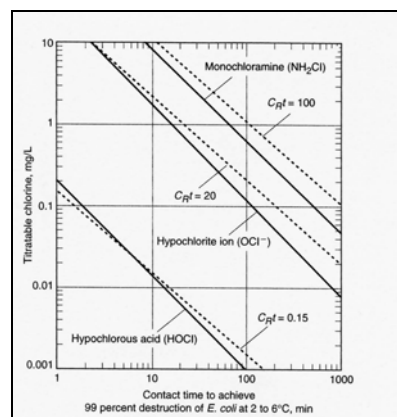
Ligning 2.9 er ved $\text{pH} > 3$ fullstendig forskjøvet mot høyre, og store mengder klor kan følgelig løses i vann. Det går fram av ligning 2.10 at fordelingen mellom HOCl og OCl^- også er avhengig av pH. Som nevnt er HOCl molekylet betydelig mer effektivt som desinfeksjonsmiddel enn hypoklorittionet, og følgelig har vannets pH svært stor betydning for desinfeksjonseffektiviteten ved klorering. Dette fremgår av figur 2.5.

Når pH i vannet ligger under 6,5, finnes klor til stede nesten bare som underklorsyring, 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 2.6), 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 2.5.



Figur 2.5 Fordelingen mellom HOCl og OCl⁻ som funksjon av pH



Figur 2.6 Nødvendig kontakttid for å oppnå 2 log inaktivering av *E. coli* ved ulike klorforbindelser. Linjer for gitte Ct-verdier er også angitt

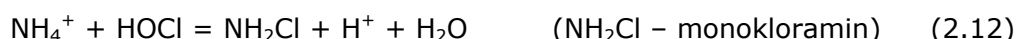
Klorering danner en rekke desinfeksjonsbiprodukter i form av trihalometaner, halogenerte eddiksyrer og andre halogenerte forbindelser som kan ha en sykdomsfremkallende effekt og som derfor er uønskede. Så lenge det er overskudd av klor (restklor registreres), øker dannelsen av slike forbindelser med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

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

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

2.4.2. 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 2.6 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.

2.4.3. Klordioksid

Klordioksid (ClO_2) er et sterkt oksidasjonsmiddel med høy løselighet i vann. ClO_2 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 suboptimal 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 mengde 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 (ClO_2^-) og i mindre grad klorat (ClO_4^-) og 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 Gøteborg der klordioksid benyttes i kombinasjon med klor.

2.5. 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).

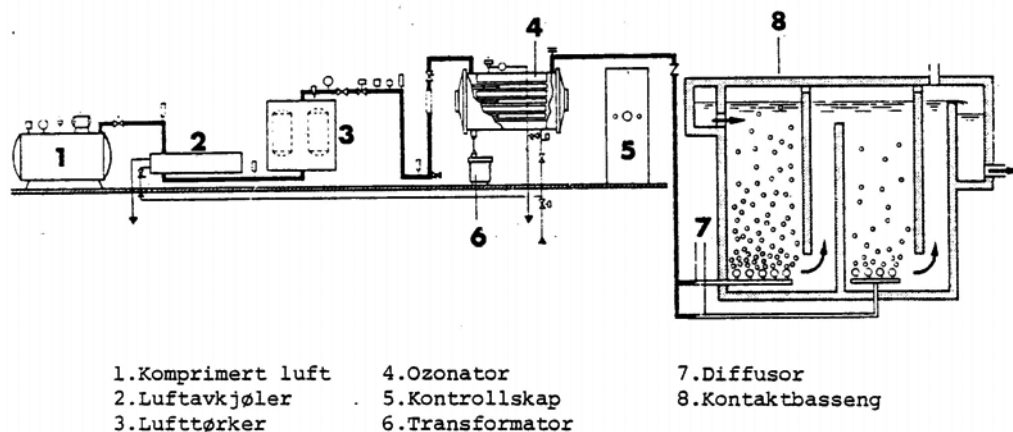
Bruken av ozon er økende i Norge, spesielt etter at metoden med ozonering/biofiltrering for fjerning av humus (naturlig organisk materiale, NOM) har fått fotfeste. For desinfeksjonsformål alene er det sjelden at man doserer over 0,5-1,0 mg O_3/l , men ved bruk av ozon for humusfjerning doseres det ofte opp mot 5 mg O_3/l ettersom nødvendig dose da er ca 1 mg $\text{O}_3/\text{mg TOC}$. 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 derfor 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.

2.5.1. Elementene i et ozonanlegg

Et ozonanlegg (se figur 2.7) 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 2.7).



Figur 2.7 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 oksiderbart 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 oksiderbart 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.

Innblandingen 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 gassalarm.

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 ozonanlegg er gitt i kapittel 4.

2.6. Desinfeksjon ved UV-bestråling

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-bestråling 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.

2.6.1. UV-dose og dosefordeling

Også ved UV-bestråling 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:

$$D = I \cdot t \quad (2.15)$$

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 inaktiveringen 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.

2.6.2. 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 bølgelengdeområde. Ofte bruker imidlertid mellomtrykkslamper en spesiell kvalitet på kvartglasset som omgir lampen slik at UV-lys med bølgelengde mindre enn 240 nm filtreres bort.

I tabell 2.1 er komparative fordeler og ulemper med lavtrykkslamper i forhold til mellomtrykkslamper oppsummert.

Tabell 2.1 Fordeler og ulemper med lavtrykks- i forhold til mellomtrykkslamper (USEPA, 2003)

	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

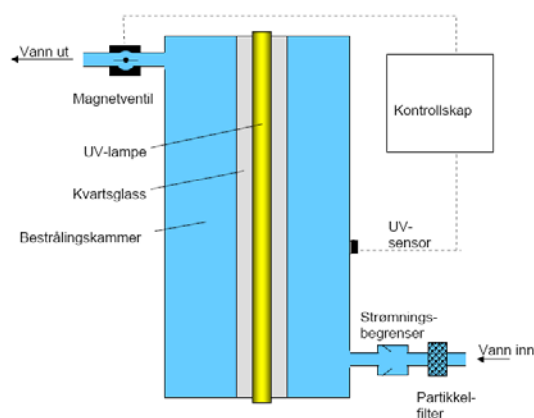
Kommersielle UV-anlegg består av beholdere (UV-reaktorer) som inneholder UV-lamper, beskyttelsesrør (vanligvis av kvartsglass), UV-intensitetssensor, termistormåler og rengjøringsanordninger for beskyttelsesrør og sensor. Prinsipiell oppbygning av UV-anlegg er vist i figur 2.8 og elementene i et UV-anlegg i figur 2.9.

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.

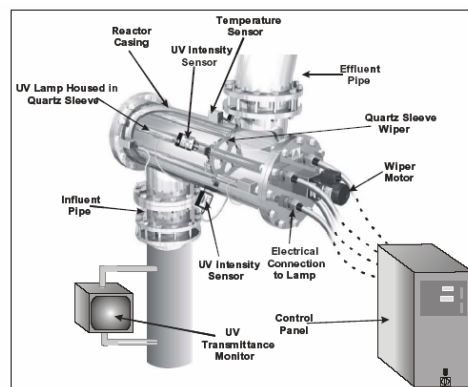
Viktig måleutstyr er:

- 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 2.8 Prinsipiell oppbygging av UV-anlegg (Kilde: Vannforsyningens ABC, FHI).



Figur 2.9 Elementene i et UV-aggregat (Kilde: 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 doseberegningssmetoden 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.

2.6.3. 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).

2.6.4. 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 oppstarttiden etter strømbrudd. I tabell 2.2 er det angitt nødvendig oppstarttid for ulike lamper før full effekt oppnås etter at lampen har slukket.

Tabell 2.2 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 restart. Generelt vil LP-lamper være mer sensitive for lave temperaturer enn MP-lamper som opererer med en langt høyere driftstemperatur.

2.6.5. 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 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.
- 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 biodosimeter-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 biodosimeter-testen.

Typegodkjenning i henhold til biodosimetrisk målt UV-dose er altså avhengig av dokumentasjon basert på biodosimetriske tester utført i henhold til østerriksk, tysk eller amerikansk standard.

For beskrivelse av den biodosimetriske 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).

2.7. 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.

2.7.1. 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 GDP-veiledningen, se tabell 2.3.

Tabell 2.3 Dimensjonerende Ct-verdi (mg·min/l) for inaktivering av bakterier, virus og parasitter

	3 log inaktivering av bakterier		3 log inaktivering av virus		2 log inaktivering av parasitter av gruppen <i>Giardia</i>		2 log inaktivering av parasitter av gruppen <i>Cryptosporidium</i>	
	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	8,0	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	20	25	25	40	1000	1250
Ozon	0,5	0,75	1,0	1,5	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 2.3, gjennom sammenhengen:

$$\log IA = n \cdot Ct_{\text{beregnet}} / Ct_{\text{nødvendig}}, \text{ der } n \text{ er nødvendig log inaktivering knyttet til } Ct_{\text{nødvendig}}$$

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:

$$\log IA_{\text{ozon ved } Ct=0,8} = 3,0 \cdot 0,8 / 1,0 = 2,4$$

Likeledes kan man bestemme nødvendig Ct for en viss log IA når man kjenner nødvendig Ct ved en annen log IA, ved formelen:

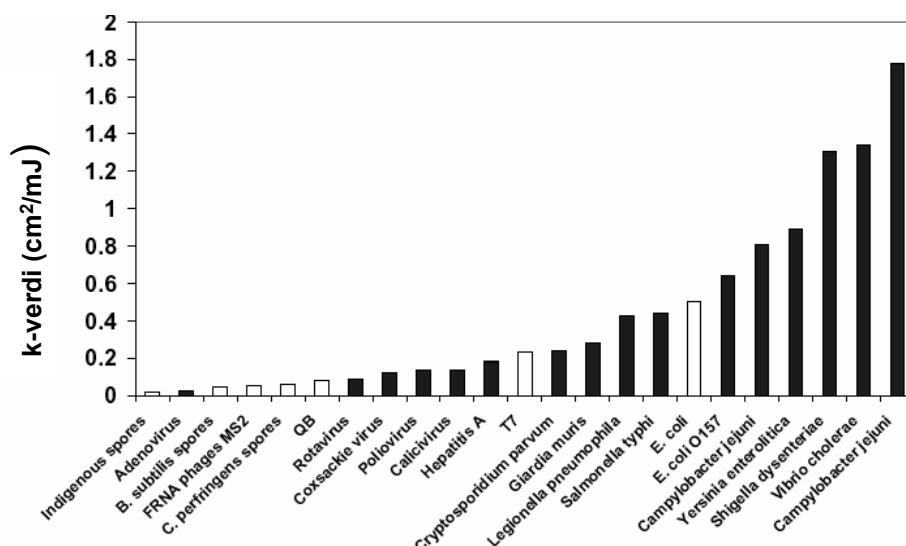
$$Ct_{\log n} = Ct_{\log n-1} \cdot (n/n-1) = Ct_{\log n+1} \cdot (n/n+1)$$

Det er derfor bare nødvendig å angi én $Ct_{\text{nødvendig}}$ for hver desinfeksjonssituasjon, og den er i tabell 2.3 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).

2.7.2. UV-bestråling

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), se figur 2.10 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 2.10 Oppsummering av inaktiveringskonstanten for inaktivering av ulike mikroorganismer med UV (Hijnen og Medema, 2005)

Folkehelseinstituttet regner i dag 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 osv.). Folkehelseinstituttet anser det ikke nødvendig å legge Adenoviruset til grunn, selv om man gjør det i USA.

Veiledningen til Drikkevannsforskriften setter $40 \text{ mJ}/\text{cm}^2$ (biodosimetrisk) som dosekrav når det gjelder sporer av *Clostridium perfringens*. En slik forhøyet verdi gir samtidig en bedre barriere overfor virus. Det er imidlertid usikkerhet knyttet til barriereeffekten overfor sporedannende bakterier (som indikator). Dersom man setter krav om at en skal oppnå minimum 2 log reduksjoner av både aerobe (*Bacillus*) og anaerobe (*Clostridium*) bakteriesporer for at desinfeksjonen skal aksepteres som en hygienisk barriere, må imidlertid UV-dosen økes utover dagens krav på $40 \text{ mJ}/\text{cm}^2$.

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 fullskala 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.

3. Prosedyre for bestemmelse av god desinfeksjonspraksis

3.1. Innledning

I det følgende gjennomgås en prosedyre som leder fram til hvilken grad av inaktivering av ulike mikroorganismetyper som er nødvendig i sluttdesinfeksjonen av et vannverk for at vannverket skal kunne sies å ha tilfredsstillende hygieniske barrierer.

3.2. Oppbygning av prosedyren

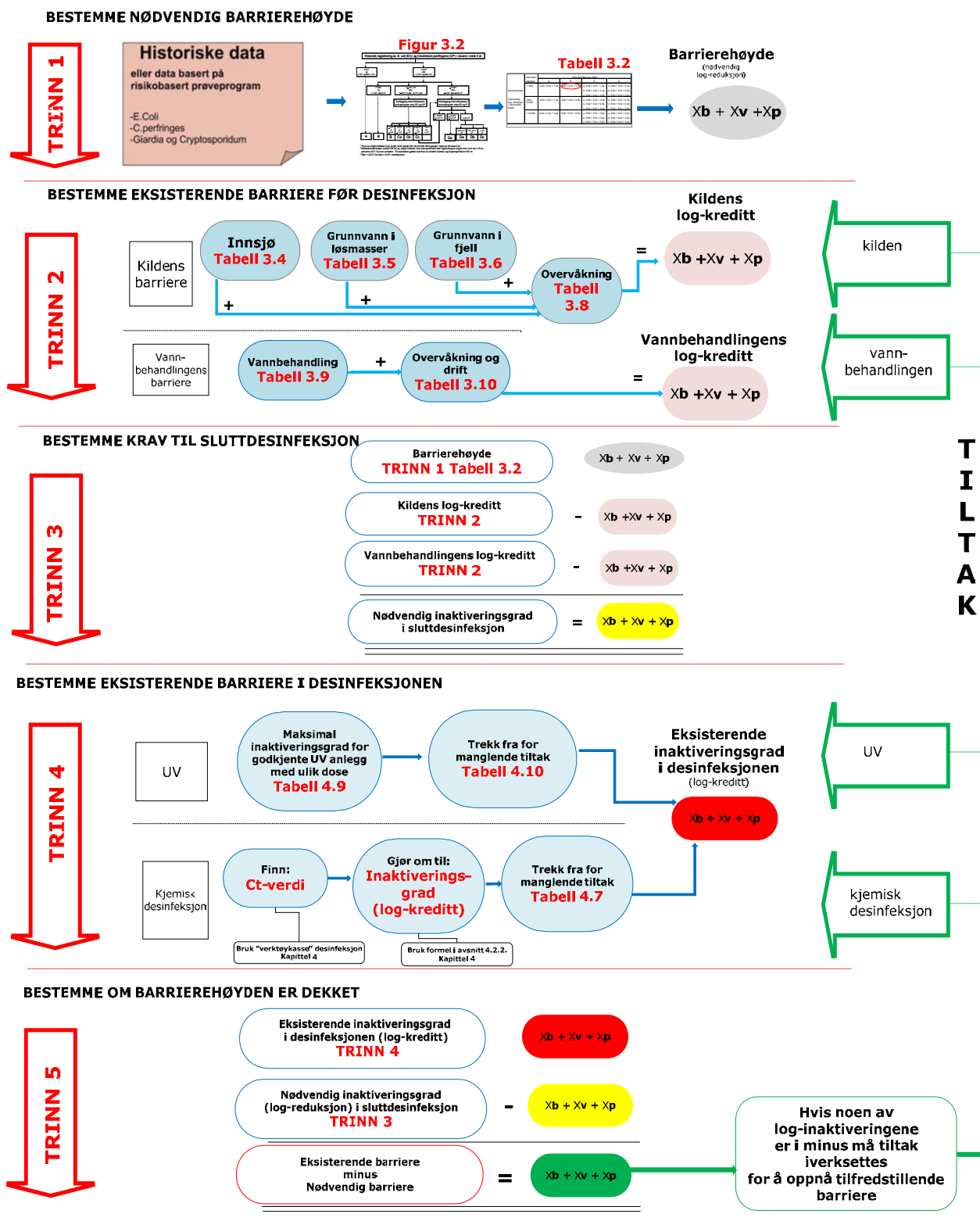
Prosedyre tar utgangspunkt i:

1. Hvilken "risiko- og sårbarhetssituasjon" vannverket står overfor
2. Hvilken vannkvalitet man har i kilden/råvannet
3. Hvilke barrieretiltak som er planlagt i nedslagsfelt og kilde
4. Hvilken vannbehandling utover desinfeksjon som er forutsatt

Prosedyren bygger på følgende:

1. Man tar utgangspunkt i risiko- og sårbarhetssituasjonen gitt ved:
 - Råvannets hygieniske kvalitet – som leder til et gitt **kvalitetsnivå**
 - Vannverkets størrelse
 - Typen av vannkilde (får betydning ved bestemmelse av nødvendig log-reduksjon – se under)
2. Det utgangspunkt som pkt 1 gir, bestemmer den **barrierehøyde** som må overkommes for å sikre en tilstrekkelig hygienisk barrierevirkning i hele vannverket.
 - Barrierehøyde defineres som den reduksjon (angitt som nødvendig log-reduksjon) av de enkelte patogengrupper (bakterier, virus og parasitter) som totalt sett må oppnås i vannverket
3. Så gis det "**log-kreditt**" (fradrag) for:
 - Barrieretiltak som settes inn i nedslagsfelt og vannkilde
 - Vannbehandlingstiltak utover sluttdesinfeksjonen
 - Overvåknings- og kontrolltiltak for vannkilde og vannbehandlingsanlegg
4. Ved subtraksjon bestemmes så den **inaktiveringsgrad** (angitt som log reduksjon) av de enkelte patogengrupper som sluttdesinfeksjonen må sørge for

I figur 3.1 gis det en helhetlig oversikt over de ulike trinnene i prosedyren. Hvert trinn er forklart i detalj utover i kapittel 3 og 4.



Figur 3.1. Oversikt over trinnene i prosedyren for god desinfeksjonspraksis

I kapittel 4 beskrives beregnings- og testmetoder for ulike desinfeksjonsmetoder til hjelp for dimensjonering og drift for å sikre at den aktuelle inaktiveringsgrad som prosedyren leder til, blir oppnådd. I det følgende gis det en kort oversikt over begreper og definisjoner som benyttes.

3.3. Begreper og definisjoner

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

3.3.1. 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.

3.3.2. 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 overfor bakterier og virus. Det samme vil gjelde for parasitter. 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 løsmasseoverdekning på mindre enn 3 m
- 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 \geq 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.

3.3.3. Kvalitetsnivå

Proseduren forutsetter kvalitetsbestemmelse 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 datagrunnlag. 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 og 2)
- *Giardia* og *Cryptosporidium* (kartleggingsnivå 2)

Det vil styrke kartleggingen om man i det utvidede kartleggingsprogrammet også bestemmer innholdet av bakteriofager, som indikator for virus, men veiledningen forutsetter ikke dette.

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 3.1. For de fleste tilfeller anbefales det at prøveomfanget er det dobbelte av hva som er angitt i tabell 3.1.

Tabell 3.1 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 skal det analyseres på *E. coli*, *Clostridium perfringens* og eventuelt (se avsnitt 3.4.1) parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium*. Det vil være en styrke om man i tillegg kan analysere på bakteriofager som indikatorer for virus, men det settes ikke som en forutsetning for gjennomføring av kartleggingsprogrammet.

Når det gjelder parasitter, bør man 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.

3.3.4. Barrierehøyde

Barrierehøyden defineres som den reduksjon av de enkelte mikroorganismegrupper (bakterier, virus og parasitter) som totalt sett må oppnås i vannverket. Barrierehøyden er avhengig av vannverkets størrelse og kvalitetsnivået i vannkilden (se tabell 3.2). 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.

3.3.5. Log-kreditt

Log-kreditt er et uttrykk av verdien av ulike tiltak (tiltak i nedslagsfelt og vannkilde, tiltak i vannbehandling ut over sluttdesinfeksjonen, overvåkningstiltak 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 inaktiveringsgrad), og er derfor kalt log-kreditt for tiltak i nedslagsfeltet hhv. vannbehandlingen.

3.3.6. Inaktiveringsgrad

Inaktiveringsgraden uttrykker den log-reduksjon av de ulike mikroorganismegruppene som man minst må ha i sluttdesinfeksjonen 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 barrierehøyde (dvs. for eksempel 5b + 5v + 2p).

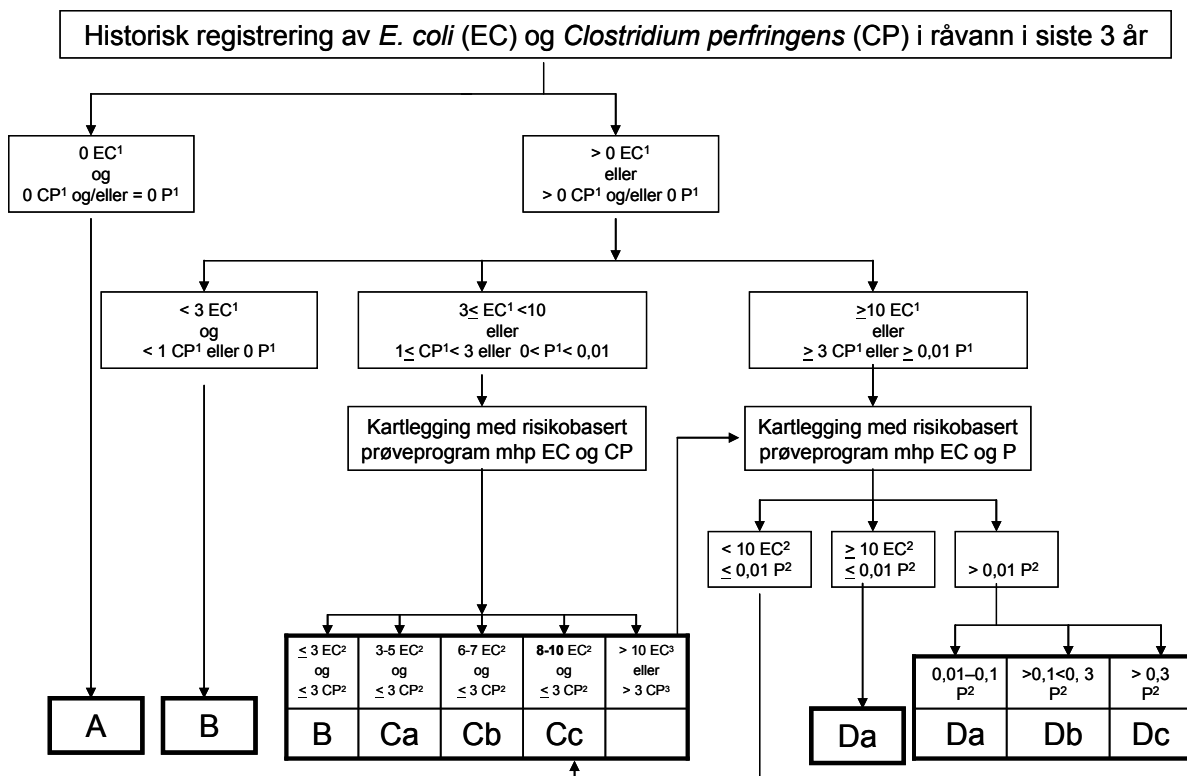
I veiledningens kapittel 4 er det angitt hvordan de ulike desinfeksjonsmetodene må dimensjoneres og drives for at inaktiveringsgraden skal oppnås.

3.4. Gjennomføring av prosedyren

3.4.1. Bestemmelse av vannkvalitetsnivå i råvann

I figur 3.2 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 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 vannkvalitet. 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, gjennomføres det risikobaserte prøveprogrammet rettet mot parasitter i tillegg til *E. coli* (nivå D)



¹ Funn av angitt indikator 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 antallet Giardia- og Cryptosporidium/100 ml

³ Eller > 20 E Coli eller > 6 CP i enkeltprøver

Figur 3.2 Bestemmelse av kvalitetsnivå

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.

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, behøver man ikke gjøre ytterligere kartlegging, og vannverket vil kategoriseres med kvalitetsnivå A.
- 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 middelverdien og hyppigheten av de funn som er gjort av disse indikatorene i de prøvene som det risikobaserte prøveprogrammet forutsetter. Avhengig av hvor middelverdien (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 middelverdien 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 3.2. 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 middelverdien 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.

3.4.2. Bestemmelse av barrierehøyde

Når vannkvalitetsnivået i råvannet er bestemt og vannverkets størrelse er kjent, kan man bestemme vannverkets barrierehøyde, se tabell 3.2. Barrierehøyden er det sett av log-reduksjoner for de ulike organismegrupper som anlegget må håndtere - totalt sett - ved et gitt kvalitetsnivå.

Angivelsen 5b + 5v + 2p, betyr for eksempel 5 log reduksjon mht bakterier, 5 log mht virus og 2 log mht parasitter.

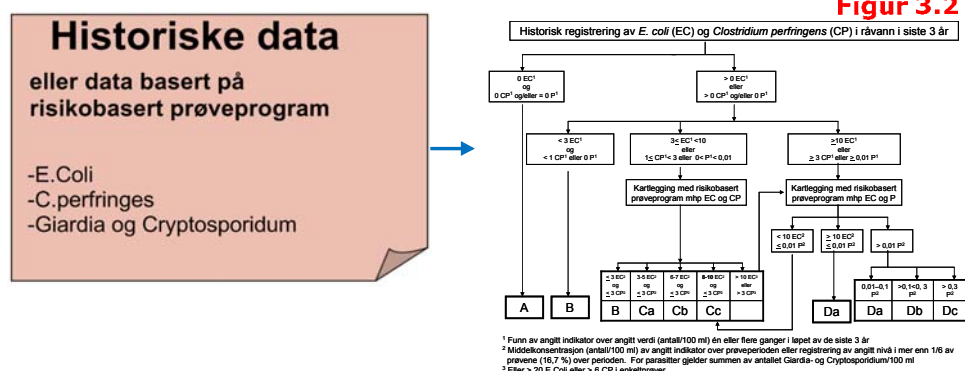
Dersom man for eksempel har et innsjøvannverk på 7.000 personer hvor man i den historiske registreringen har funnet ≥ 3 *E. coli*, og i kartleggingsperioden har funnet i middel 5 *E. coli*, men ikke > 3 *Clostridium perfringens* eller > 20 *E. coli* per 100 ml eller ≥ 6 *Clostridium perfringens* i noen enkeltprøve, faller man ned på kvalitetsnivå Ca og barrierehøyden blir da 5,0 log mht. bakterier og virus og 2,0 log mht. parasitter.

Tabell 3.2 Sammenheng mellom barrierehøyde, anleggsstørrelse og kvalitetsnivå

Barrierehøyde (nødvendig log-reduksjon i vannverket totalt)	Vannverk- størrelse	Vannkvalitetsnivå i kilde			
		A	B	C	D
	< 1000	3,0b + 3,0v + 1,0p	4,0b + 4,0v + 1,5p	a. 4,5b + 4,5v + 1,5p b. 4,5b + 4,5v + 2,0p c. 4,5b + 4,5v + 2,5p	a. 5,0b + 5,0v + 2,0p b. 5,0b + 5,0v + 2,5p c. 5,0b + 5,0v + 3,0p
	1000 – 10.000	3,5b + 3,5v + 1,5p	4,5b + 4,5v + 2,0p	a. 5,0b + 5,0v + 2,0p b. 5,0b + 5,0v + 2,5p c. 5,0b + 5,0v + 3,0p	a. 5,5b + 5,5v + 3,0p b. 5,5b + 5,5v + 3,5p c. 5,5b + 5,5v + 4,0p
	> 10.000	4,0b + 4,0v + 2,0p	5,0b + 5,0v + 2,5p	a. 5,5b + 5,5v + 3,0p b. 5,5b + 5,5v + 3,5p 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

Figur 3.3 oppsummerer fremgangsmåten for bestemmelse av nødvendig barrierehøyde.

TRINN 1: BESTEMME NØDVENDIG BARRIEREHØYDE



Barrierehøyde
(nødvendig log-reduksjon)

Xb + Xv + Xp

Vannverk- størrelse	Vannkvalitetsnivå i kilde			
	A	B	C	D
< 1000	3,0b + 3,0v + 1,0p	4,0b + 4,0v + 1,5p	a. 4,5b + 4,5v + 1,5p b. 4,5b + 4,5v + 2,0p c. 4,5b + 4,5v + 2,5p	a. 5,0b + 5,0v + 2,0p b. 5,0b + 5,0v + 2,5p c. 5,0b + 5,0v + 3,0p
1000 – 10.000	3,5b + 3,5v + 1,5p	4,5b + 4,5v + 2,0p	a. 5,0b + 5,0v + 2,0p b. 5,0b + 5,0v + 2,5p c. 5,0b + 5,0v + 3,0p	a. 5,5b + 5,5v + 3,0p b. 5,5b + 5,5v + 3,5p c. 5,5b + 5,5v + 4,0p
> 10.000	4,0b + 4,0v + 2,0p	5,0b + 5,0v + 2,5p	a. 5,5b + 5,5v + 3,0p b. 5,5b + 5,5v + 3,5p 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

Figur 3.3. Trinn 1 i prosedyren for god desinfeksjonspraksis

3.4.3. Bestemmelse av log-kreditt for barrieretiltak før sluttdeinfeksjonen

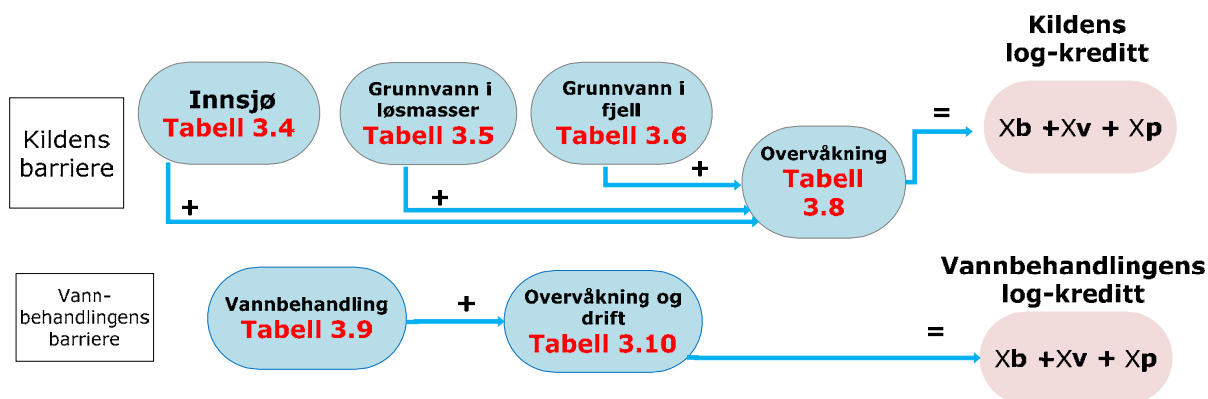
Log-kreditt kan gis for følgende barrieretiltak:

1. Tiltak knyttet til vannkilden og dens nedslagsfelt
 - a. Fysiske barrieretiltak
 - b. Restriksjoner/båndlegging på aktivitet i kilde og nedslagsfelt
 - c. Overvåkingstiltak knyttet til råvannskvalitet
2. Tiltak knyttet til vannbehandlingen
 - a. Rensetiltak utover sluttdeinfeksjonen
 - b. Overvåkingstiltak knyttet til drift av vannbehandling og sluttdeinfeksjon

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.

Figur 3.4 gir en oversikt over de ulike elementene som skal vurderes ved fastsetting av kilders og vannbehandlingens log-kreditt.

TRINN 2: BESTEMME EKSISTERENDE BARRIERE FØR DESINFEKSJON



Figur 3.4. Trinn 2 i prosedyren for god desinfeksjonspraksis

Hver av de hovedbolkene av tiltak som er nevnt over, kan ved nye anlegg gis en log-kreditt på maksimalt $3b + 3v + 2p$, dvs. det som tilsvarer en hygienisk barriere i vannbehandlingen. For eksisterende anlegg der enkelte tiltak allerede er satt inn, vil ikke log-kreditten kunne settes så høyt ettersom de eksisterende tiltak forutsetningsvis har gitt en positiv innvirkning på det kvalitetsnivå som er registrert. Dette skal tas hensyn til ved bestemmelse av log-kreditt for tiltak knyttet til kilde og nedslagsfelt i eksisterende anlegg.

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

Tabell 3.3 Maksimal log-kreditt for ulike tiltak i nye¹ anlegg

Barrieretiltak	Maksimal log-kreditt
Tiltak knyttet til vannkilde og nedslagsfelt - Innsjøer <ul style="list-style-type: none"> Maksimal log-kreditt, hvorav <ul style="list-style-type: none"> Maksimal log-kreditt for fysiske og restriktive tiltak Maksimal log-kreditt for overvåkningstiltak på råvann 	$3,0b + 3,0v + 2,0p$ $3,0b + 3,0v + 2,0p$ $1,0b + 1,0v + 0,75p$
Tiltak knyttet til vannkilde og nedslagsfelt – Grunnvann <ul style="list-style-type: none"> Maksimal log-kreditt for tiltak knyttet til løsmassebrønner, hvorav <ul style="list-style-type: none"> Maksimal log-kreditt for overvåkningstiltak av råvannet Maksimal log-kreditt for tiltak knyttet til fjellbrønner, hvorav <ul style="list-style-type: none"> Maksimal log-kreditt for overvåkningstiltak av råvannet 	$3,0b + 3,0v + 2,0p$ $1,0b + 1,0v + 0,75p$ $2,0b + 2,0v + 1,5p$ $1,0b + 1,0v + 0,75p$
Tiltak knyttet til vannkilde og nedslagsfelt - Elver og bekker <ul style="list-style-type: none"> Maksimal log-kreditt knyttet til overvåkning av råvannskvalitet – forutsetter automatisk avstengning av råvannstilførsel fra aktuell kilde ved overskridelse av grenseverdi 	$1,0b + 1,0v + 0,75p$
Vannbehandlingstiltak utover sluttdesinfeksjon <ul style="list-style-type: none"> Maksimal log-kreditt for vannbehandling utover sluttdesinfeksjon, hvorav Maksimal log-kreditt for driftsovervåkning av vannbehandlingsanlegget 	$3,0b + 3,0v + 3,0p$ $1,0b + 1,0v + 0,75p$
Absolutt maksimalt oppnåelige log-kreditt gjennom tiltak både i vannkilde/nedslagsfelt og vannbehandling utover sluttdesinfeksjonen <ul style="list-style-type: none"> Med innsjøer som kilde Med grunnvann som kilde <ul style="list-style-type: none"> Løsmassebrønner Fjellbrønner Med elver og bekker som kilde 	$6,0b + 6,0v + 4,0p$ $6,0b + 6,0v + 4,0p$ $6,0b + 6,0v + 4,0p$ $5,0b + 5,0v + 3,5p$ $4,5b + 4,5v + 3,0p$

¹ For eksisterende anlegg skal summen av angitt log-kreditt for eksisterende og nye tiltak (inkludert overvåkningstiltak) ikke settes høyere enn angitt maksimalverdi

3.4.3.1 Log-kreditt for barrieretiltak knyttet til innsjøer og deres nedslagsfelt

I tabell 3.4 er angitt log-kreditt for fysiske og restriktive tiltak i vannkilde og nedslagsfelt, når innsjøer er vannkilde.

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 $3b + 3v + 2p$. For eksisterende anlegg skal summen av angitt log-kreditt for eksisterende og nye tiltak (inkludert overvåkningstiltak) ikke settes høyere enn $3b + 3v + 2p$.

Tabell 3.4 Log-kreditt for fysiske og restriktive tiltak i vannkilde og nedslagsfelt – Innsjøer¹

Kategori av barriere tiltak	Detaljerings 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	1,5b + 1,5v + 1,0p
	Innføring av lukkede avløpssystemer (lukket tank) for alle utslipp i nedslagsfeltet eller bortledning av avløpsvann fra nedslagsfeltet	1,5b + 1,5v + 1,0p
	Oppsetting av stengsel for å hindre at beitedyr og hunder kommer i direkte kontakt med kilden samt oppsetting av avfallskontainere (inkludert kontainere for hundeavføring) i nedslagsfeltet	0,75b + 0,75v + 0,5p
Restriksjoner på aktivitet i vannkilde og nedslagsfelt	Innføre forbud (evt. restriksjoner) mot beitedyr i nedslagsfeltet	1,0b + 1,0v + 0,75p
	Innføre forbud mot nybygg og andre potensielt forurensende aktiviteter i nedslagsfeltet	0,75b + 0,75v + 0,5p
	Innføre forbud mot motorferdsel i nedslagsfeltet	0,5b + 0,5v + 0,25p
	Innføre forbud (evt. restriksjoner) mot bruk av vannkilden til båtsport, bading og annen rekreasjon	0,75b + 0,75v + 0,5p
	Innføre forbud (evt. restriksjoner) mot ferdsel på vannkilden	0,5b + 0,5v + 0,25p
Tiltak knyttet til inntak	Senking av råvannsinntak til et dyp som sikrer at sprangsjiktet ikke når ned til inntaket bortsett fra i sirkulasjonsperiodene	1,0b + 1,0v + 0,75p
	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	0,75b + 0,75v + 0,5p
	Innføre forbud (evt. restriksjoner) på ferdsel i nærheten av inntak	0,25b + 0,25v + 0,25p

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

3.4.3.2 Log-kreditt for tiltak knyttet til grunnvann og grunnvannbrønnens 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 i Norge 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 grunnvannsonen ved yttergrensen må bruke minimum 60 døgn fram til brønn under full pumpebelastning

Sone 2: Det fjerne tilsigsområdet. Området utenfor 60 døgnsonen 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 grunnvann i løsmasser og i fjell er gitt i tabell 3.5 og 3.6.

Tabell 3.5 Log-kreditt for barrieretiltak knyttet til grunnvann – Grunnvann i løsmasser

Tiltak i sone	Detaljerings av tiltak– som ikke allerede er gjennomførte da kvalitetsnivået ble bestemt	Maks. log-kreditt
Sone 0 Brønnsonen	Inngjerding og avlåsning av brønnsonen (dersom dette ikke allerede er gjort)	0,5b + 0,5v + 0,5p
Sone 1 Det nære tilsigsområdet	Innføre forbud mot alle former for kloakkutslipp til grunnen, herunder bruk av infiltrasjonsanlegg, spredning av kloakkslam etc.	1,5b + 1,5v + 1,25p
	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	1,25b + 1,25v + 1,0p
	Innføre forbud mot nybygg og andre potensielt forurensende aktiviteter i nedslagsfeltet, herunder alle former for deponier	1,0b + 1,0v + 0,75p
Sone 2 Det fjerne tilsigsområdet	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	0,5b + 0,5v + 0,25p
	Innføre forbud mot nybygg og andre potensielt forurensende aktiviteter i nedslagsfeltet, herunder alle former for deponier	0,5b + 0,5v + 0,25p

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 grunnvann i løsmasser (inkludert overvåkningstiltak) skal aldri settes høyere enn 3b + 3v + 2p. For eksisterende anlegg skal summen av angitt log-kreditt for eksisterende og nye tiltak (inkludert overvåkningstiltak) ikke settes høyere enn 3b + 3v + 2p.

Tabell 3.6 Log-kreditt for barrieretiltak i brønnens influensområde - Grunnvann i fjell

Tiltak i sone	Detaljerings av tiltak – som ikke allerede er gjennomførte da kvalitetsnivået ble bestemt	Maks. log-kreditt
Sone 0 Brønnsonen	Inngjerding og avlåsning av brønnsonen	0,5b + 0,5v + 0,5p
Sone 1 Det nære tilsigsområdet	Innføre forbud mot alle former for kloakkanlegg i sonen, herunder avløpsledninger, septiktanker, infiltrasjonsanlegg nærmere enn 100 m fra brønnsonen	1,0b + 1,0v + 0,75p
	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 nærmere enn 100 m fra brønnsonen	0,75b + 0,75v + 0,5p
	Innføre forbud mot nybygg og andre potensielt forurensende aktiviteter i nedslagsfeltet, herunder alle former for deponier nærmere enn 100 m fra brønnsonen	0,5b + 0,5v + 0,25p
Sone 2 Det fjerne tilsigsområdet	Innføre forbud mot alle former for kloakkanlegg i sonen, herunder avløpsledninger, septiktanker, infiltrasjonsanlegg nærmere enn 100 m fra ytterkant av sone 2	0,25b + 0,25v + 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 nærmere enn 100 m fra ytterkant av sone 2	0,25b + 0,25v + 0,25p
	Innføre forbud mot nybygg og andre potensielt forurensende aktiviteter i nedslagsfeltet, herunder alle former for deponier nærmere enn 100 m fra ytterkant av sone 2	0,25b + 0,25v + 0,25p
Utbedring av brønnutforming	Fullstendig tetting mellom føringsrør og fjell	1,5b + 1,5v + 1,0p
	Beskyttelse av brønn med brønnhus med tett gulv og tetting rundt brønnrør	0,75b + 0,75v + 0,5p
	Heving av brønnrør til minst 40 cm over bakkenivå samt tett lokk	0,5b + 0,5v + 0,25p

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 for hver kategori, men summen av kreditt for tiltak knyttet til grunnvann i fjell (inkludert overvåkningstiltak) skal aldri settes høyere enn $2b + 2v + 1,5p$. For eksisterende anlegg skal summen av angitt log-kreditt for eksisterende og nye tiltak (inkludert overvåkningstiltak) ikke settes høyere enn $2b + 2v + 1,5p$

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 3.7. Det forutsettes at oppholdstiden i mettet og umettet sone kan sannsynliggjøres ved hydrogeologiske undersøkelser.

Tabell 3.7 Log-kreditt for vannkvalitetsforbedring gjennom kunstig infiltrasjon av overflatevann

Det infiltrerte vannets oppholdstid i mettet og umettet sone	Maksimal log-kreditt
> 60 døgn	3,0b + 3,0v + 2,0p
30 – 60 døgn	2,5b + 2,0v + 1,5p
10 – 30 døgn	2,0b + 1,0v + 1,0p
3 – 10 døgn	1,5b + 0,5v + 0,75p

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

3.4.3.3 Log-kreditt for overvåkning av råvannskvalitet i kilden samt tiltak ved avvik

Mange vannverk har dårlig overvåkning av råvannskvaliteten. Hovedinnsatsen er lagt på nettkontroll. Dersom man legger opp til en forbedret overvåkning 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 3.8 angir foreslått log-kreditt for ulike tiltak.

Tabell 3.8 Log-kreditt for overvåkning av råvannskvalitet

Kategori av tiltak	Barrieretiltak	Log-kreditt
Øket prøvetakings frekvens	Innføring av utvidet mikrobiell analyse i råvann <ul style="list-style-type: none"> minst som angitt for risikobasert prøveprogram minst som angitt for nettkontroll 	0,5b + 0,5v + 0,5p 0,25b + 0,25v + 0,25 p
On-line måling av vannkvalitet	On-line måling av turbiditet (evt. andre parametre som er egnet til å overvåke partikkelinnholdet i råvannet), og/eller <i>E. coli</i> <ul style="list-style-type: none"> som grunnlag for å sette inn andre barrieretiltak enn avstengning av råvannstilførsel med automatisk avstengning av råvannstilførsel fra aktuell kilde ved overskridelse av grenseverdi med alarm og manuell avstengning av råvannstilførsel fra aktuell kilde ved overskridelse av grenseverdi On-line måling av fargetall (evt. andre parametre som er egnet til å overvåke innholdet av organisk stoff i råvannet) - gjelder spesielt anlegg med UV-desinfeksjon <ul style="list-style-type: none"> med automatisk avstengning av råvannstilførsel fra aktuell kilde ved overskridelse av grenseverdi med alarm og manuell avstengning av råvannstilførsel fra aktuell kilde ved overskridelse av grenseverdi 	0,25b + 0,25v + 0,25p 1,0b + 1,0v + 0,75p 0,75b + 0,75v + 0,5p 1,0b + 1,0v + 0,75p 0,75b + 0,75v + 0,5p

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

Ved flere tiltak, kan man summere log-kreditter for hvert tiltak, men summen av kreditt for tiltak knyttet til overvåkning av råvannskvalitet skal aldri settes høyere enn 1,0b + 1,0v + 0,75p.

3.4.3.4 Log-kreditt for vannbehandling utover sluttdeinfeksjon

I tabell 3.9 er det angitt hvilken log-kreditt man kan få for ulike vannbehandlingsprosesser som fjerner mikroorganismer som partikler.

Tabell 3.9 Bestemmelse av log-kreditt i vannbehandlingsanlegg med god partikkel-separasjon

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	3,0b + 2,0v + 3,0p
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	3,0b + 2,0v + 2,0p
Koagulering/direktefiltrering (mediafilter) ⁶	3,0b + 3,0v + 2,0p
Koagulering + sedimentering (evt. flotasjon) + filtrering ⁵	3,0b + 2,0v + 2,5p
Koagulering + sedimentering (evt. flotasjon) + filtrering ⁶	3,0b + 3,0v + 2,5p
Koagulering/membran (UF/MF) filtrering ⁶	3,0b + 3,0v + 3,0p

¹ Gjelder også biofiltre, ionebytterfiltre og marmorfiltre

² Forutsatt nominell poreåpning på membran < 1000 nm

³ Forutsatt nominell poreåpning på membran < 100 nm

⁴ Forutsatt nominell poreåpning på membran < 10 nm

⁵ Forutsatt midlere turbiditet i produsert vann < 0,2 NTU

⁶ Forutsatt at tilstrekkelig koagulantdosering og god overvåkning slik at turbiditet i produsert vann < 0,1 NTU i minst 90 % av tiden. Dersom anlegget er bygget for humusfjerning forutsettes fargefjerningen > 70 % i minst 90 % av tiden.

Det fremgår at det ved bruk av god partikkelseparasjon angis en høyere log-reduksjon (2,5 eller 3 log) for parasitter enn det veiledningen til drikkevannsforskriften i Norge angir som tilfredsstillende for å klare én barriere mht parasitter (2 log). Dette bryter med prinsippet om at ingen enkelttiltak skal tilkjennes mer enn én hygienisk barriere (definert som 3b + 3v + 2p), men er rimelig ut fra en prosessmessig betraktning og kommer også til anvendelse ved vurdering av UV-bestråling (se kapittel 4.9) som er spesielt effektivt overfor parasitter. Dersom kravet til barrierehøyde er større enn 4 p, anbefales det imidlertid at man sørger for en annen, uavhengig barriere som sikrer minst 2 p.

I tabell 3.9 er det 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 ionebyttefiltrering, aktivkullfiltrering og marmorfiltrering) gir beskjeden fjerning av mikroorganisme. Det er her forutsatt samme log-kreditt som hurtigsandfiltrering (forutsatt filterhastighet < 7,5 m/h).

Koagulering/filtrering (evt. med mellomliggende sedimentering/flotasjon) er i de fleste land regnet som en god barriere. Log-reduksjonen for virus er basert på amerikanske og canadiske retningslinjer, og er satt noe lavere (2 log) 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 for virus også settes lik 3

Nanofiltrering 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 3.9, men skal av grunner som er angitt over, ikke regne med høyere verdier enn det som er angitt i tabell 3.9.

Dersom membranen er skadet, vil nanofiltrering ikke gi en sikker barriere. I Norsk Vann rapport 160/2008 (Driftserfaringer med membranfiltrering) er ulike metoder for kontroll av membranleggets funksjonalitet mht barrierevirkning diskutert. Et sentralt punkt er at membranlegget må inkludere en indikator for funksjonalitet mht barrierevirkning, for eksempel farge eller ledningsevne.

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 4), mens biofiltreringstegets log-kreditt tas fra tabell 3.9. Ved de doser som benyttes for humusfjerning (1 – 1,5 mg O₃/mg TOC_{råvann}), vil beregnet log inaktivering av bakterier og virus samt *Giardia* kunne bli høy (> 3 log), men lavere for *Cryptosporidium* (< 2 log).

3.4.3.5 Log-kreditt for driftsovervåkning av vannbehandling med tilhørende tiltak ved avvik

Forbedret overvåkning av vannbehandlingsanlegget reduserer risikoen for at barrierevirkningen i vannverket kan bli for lav. Det er derfor grunn til å gi log-kreditt for tiltak som forbedrer driftsovervåkingen når disse er koplet til tiltak dersom gitte grenseverdier overskrides (se tabell 3.10).

Tabell 3.10 Log-kreditt for overvåkning av driften av vannbehandlingsanlegget

Kategori av tiltak	Overvåkings- og reaksjonstiltak	Log-kreditt
On-line overvåkning av vannkvalitet med evt. reaksjonstiltak ved overskridelse av grenseverdi	On-line måling av turbiditet, farge eller annen parameter som er egnet til å overvåke om det aktuelle tiltaket fungerer etter hensikten	
	• av råvannskvalitet - for optimal prosess-styring av vannbehandlingsanlegget	0,5b + 0,5v + 0,5p
	• av rentvannskvalitet - med automatisk avstengning av råvannstilførsel	1,0b + 1,0v + 0,75p
	• av rentvannskvalitet - med alarm og manuell korrigering av driftssituasjonen slik at normale forhold gjenopprettes ved overskridelse av grenseverdi	0,5b + 0,5v + 0,5p
Kontinuerlig overvåkning av strømforsyning med reaksjonstiltak ved bortfall av strømtilførsel	Kontinuerlig måling og overføring til kontrollsentral av data vedrørende strømtilførsel til vitale deler av vannbehandlingsanlegget	
	• med automatisk igangsetting av nødstrømsaggregat ved bortfall av strømtilførsel	0,75b + 0,75v + 0,75p
	• med automatisk avstengning av råvannstilførsel ved bortfall av strømtilførsel	0,5b + 0,5v + 0,5p

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

Man kan summere log-kreditt for ulike kategorier av tiltak, men summen av log-kreditt for driftsovervåkning av vannbehandling med tilhørende reaksjonstiltak, kan ikke totalt være større enn 1,0b + 1,0v + 0,75p.

3.4.4. Bestemmelse av nødvendig inaktiveringsgrad (log-reduksjon) i sluttdeinfeksjonen

Når man har bestemt barrierehøyden (den nødvendige log-reduksjonen i 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 inaktiveringsgrad (dvs. log-reduksjon) sluttdeinfeksjonen må klare av ved å subtrahere log-kreditten fra barrierehøyden.

TRINN 3: BESTEMME KRAV TIL SLUTTDESINFEKSJON

Barrierehøyde TRINN 1 Tabell 3.2		$X_b + X_v + X_p$
Kildens log-kreditt TRINN 2	-	$X_b + X_v + X_p$
Vannbehandlingens log-kreditt TRINN 2	-	$X_b + X_v + X_p$
Nødvendig inaktiveringsgrad i sluttdeinfeksjon	=	$X_b + X_v + X_p$

Figur 3.5. Trinn 3 i prosedyren for god desinfeksjonspraksis

I kapittel 5 er det gjennomgått ett eksempel på hvordan nødvendig inaktiveringsgrad gjennom bruk av den prosedyren som her er presentert, kan bestemmes.

I kapittel 4 redegjøres det for hvordan eksisterende inaktiveringsgrad i sluttdeinfeksjonen bestemmes. Eksisterende inaktiveringsgrad holdes opp mot nødvendig inaktiveringsgrad og utfra dette bestemmes det om vannverket har de nødvendige hygieniske barrierer, se kapittel 4.10.

4. Beregnings- og testmetoder ("verktøykasse") for desinfeksjon

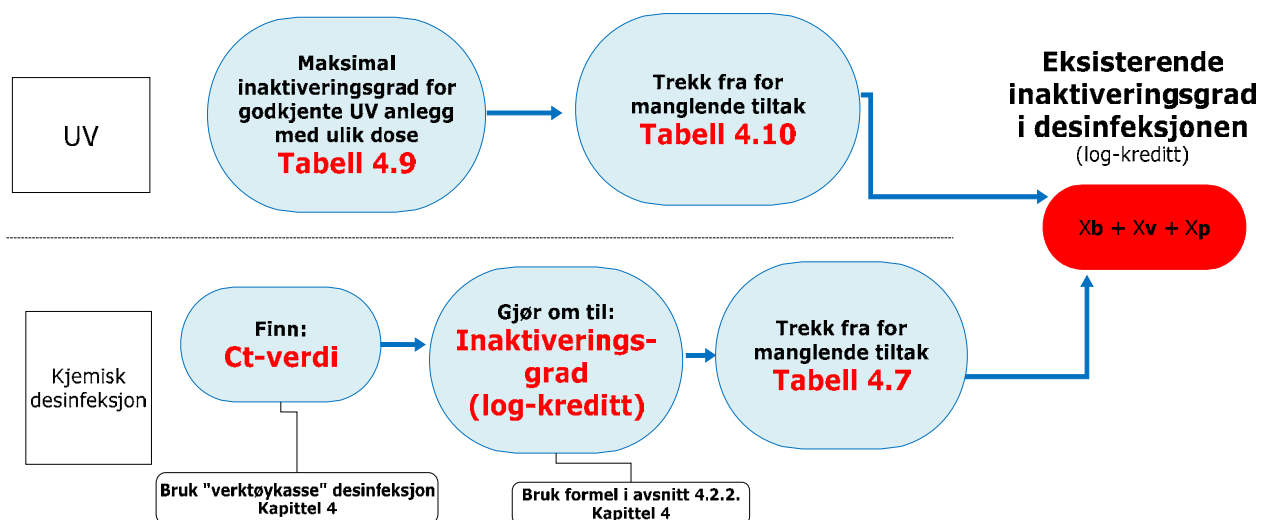
I dette kapittelet gjennomgås et sett av beregnings- og testmetoder ("verktøykasse"):

1. for i dimensjoneringssituasjonen 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

Verktøykassa inneholder beregningsmetoder og testmetoder som sikrer at den som bruker verktøyene kan sikre tilfredsstillende desinfeksjon. Verktøyene kan brukes både ved planlegging og dimensjonering av desinfeksjonsanlegg og ved drift.

Fremgangsmåten for å vurdere eksisterende barriere i desinfeksjonen er vist i figur 4.1.

TRINN 4: BESTEMME EKSISTERENDE BARRIERE I DESINFEKSJONEN



Figur 4.1. Trinn 4 i prosedyren for god desinfeksjonspraksis

Verktøykassa benyttes i prosedyren for "God desinfeksjonspraksis" ved bestemmelse av Ct-verdi og inaktiveringsgrad for kjemisk desinfeksjon. Verktøykassa benyttes også ved utforming av eventuelle korrigerende tiltak for å oppnå nødvendig barrieregrad i vannforsyningssystemet.

4.1. 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

4.1.1. 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.

4.1.2. 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 inaktiveringseffektiviteten, 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, skal 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. Slike tilfeller må fanges opp av driftskontrollen slik at all vannproduksjon da stenges. Også for UV-anlegg bør derfor den dårligste vannkvalitet man kan forvente inn på UV-anlegget være dimensjonerende for prosessen. 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, men den er også av betydning ved ozonering.

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 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.

4.2. Ct-verdier for inaktivering av ulike mikroorganismer

4.2.1. Generelt om Ct-begrepet

Ct-begrepet er forklart i avsnitt 2.3. Begrepet er utledet fra et teoretisk grunnlag som kopler inaktiveringsgrad (log inaktivering) til den konsentrasjon, C, av desinfeksjonsmiddel som mikroorganismen har vært utsatt for over en viss tid, t.

4.2.2. Dimensjonerende Ct-verdier

På grunnlag av data fra litteraturen ble det i Norsk Vann rapport 147/2006 lagt fram et forslag til dimensjonerende Ct-verdier og disse vil bli også lagt til grunn i denne veiledningen, se tabell 4.1.

Tabell 4.1 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	8,0	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	20	25	25	40	1000	1250
Ozon	0,5	0,75	1,0	1,5	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 man vil ha ved en bestemt beregnet Ct-verdi, når nødvendig Ct er gitt fra tabell 4.1, som følger:

$$\log IA = n \cdot Ct_{\text{beregnet}} / Ct_{\text{nødvendig}}, \text{ der } n \text{ er nødvendig log inaktivering knyttet til } Ct_{\text{nødvendig}}$$

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:

$$3 \log * 0,8 / 1,0 = 2,4 \log, \text{ ettersom } n = 3 \log \text{ ved } Ct_{\text{nødvendig}} = 1,0 \text{ for ozon ved } 4 \text{ °C.}$$

Likeledes kan man bestemme nødvendig Ct for en viss log IA når man kjenner nødvendig Ct ved en annen log IA, ved formelen:

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

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 4.1 oppgitt for 3 log IA for bakterier og virus og 2 log IA for parasitter (det som i drikkevannsforskriftens veiledning er definert som én hygienisk barriere ved vannbehandling)

4.3. 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:

- C varierer over tiden som følge av forbruk
- t er avhengig av reaktorens utforming og ikke kun av dens volum

Det brukes flere navn på den reaktoren der desinfeksjonsmiddel bringes i kontakt med vannet over en viss tid. Ved kløring 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

4.3.1. Bestemmelse av t i Ct-beregningen

Man skal bruke t_{10} for bestemmelse av dimensjonerende t. t_{10} er uttrykk for den oppholdstid hvor 10 % av en tilsatt tracer har passert reaktoren, mens 90 % fortsatt er gjenværende i reaktoren. Det betyr altså at begrepet egentlig er knyttet til en oppholdstidsfordeling bestemt ved 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 dimensjoneringsituasjon må man imidlertid gjøre visse antagelser for å fastlegge den t_{10} som skal brukes i Ct beregningen.

Den oppholdstid (t) man skal bruke ved beregning av Ct-verdien blir da:

$$t = (V/Q) \cdot (t_{10}/T)$$

t = effektiv oppholdstid (min) - den verdi som skal benyttes i Ct-beregningen

V = volumet av kontakttanken (m^3)

Q = dimensjonerende vannmengde (m^3/min)

t_{10}/T = hydraulisk faktor (T = teoretisk oppholdstid = V/Q)

Det fremgår at jo større grad av stempelstrøm man har, jo større blir hydraulisk faktor. Graden av stempelstrøm kan også forbedres gjennom å dele kontaktbassenget opp i flere kammer. Tabell 4.2 angir også den faktor man skal multiplisere hydraulisk faktor for hvert kammer med, for å finne hydraulisk faktor for hele systemet.

Tabell 4.2 Veiledende verdier for hydraulisk faktor (t_{10}/T)

Grad av stempelstrøm	t_{10}/T	Beskrivelse	Faktor 2 kammer i serie ¹	Faktor 3 kammer i serie ¹
Ingen (ideell blanding)	0,1	Ingen skjermer, full omblending, høy inn- og utløpshastighet, lavt lengde/bredde forhold	2,0	3,0
Dårlig	0,3	Ingen skjermer, single eller multiple innløp og utløp	1,8	2,5
Middels	0,5	Skjermet innløp eller utløp, noe skjerming i selve bassenget	1,5	1,8
Ganske bra	0,7	Skjermet innløp og utløp, ledevegger i bassenget. Høyt lengde/bredde forhold	1,3	1,4
Svært bra	0,9	Skjermet innløp og utløp, ledevegger i bassenget. Svært høyt lengde/bredde forhold	1,1	1,1
Perfekt (stempelstrøm)	1,0	Rørstrømning	1,0	1,0

¹Faktor som t_{10}/T multipliseres med når man har hhv. 2 og 3 kammer i serie i kontaktbassenget

Dersom man for eksempel 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:

$$0,3 * 2,5 * 30 \text{ min} = 22,5 \text{ min}$$

For kontakttanker for ozon utformet som kolonner (dvs rørformede reaktorer med vertikalstrømning) som ofte brukes på mindre ozonanlegg, passer imidlertid ikke tabell 4.2 så godt. Vi foreslår derfor en tilleggstabell til tabell 4.2 (tabell 4.3), som er bedre tilpasset for bruk ved beregning av høye, slanke kontaktkolonner. I kontakttanker for ozon kan man bedre strømningsbildet vesentlig ved å benytte et pakkingsmateriale i tanken. Dette vil også bedre overføringen av ozon vesentlig. Basert på erfaring og et visst skjønn, foreslås verdiene i tabell 4.3 som hydrauliske faktorer for kontaktkolonner.

Tabell 4.3 Veiledende verdier for hydraulisk faktor for høye slanke ozon kontaktkolonner

Kontaktsystem	t_{10}/T
Åpne kolonner	
Med bobler	0,5
Uten bobler	0,7
Pakkede kolonner	
Med bobler	0,85
Uten bobler	0,95

4.3.2. 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.

4.4. Klor

4.4.1. 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 4.2.

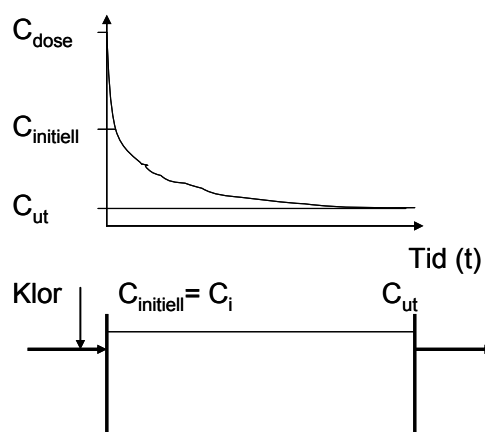
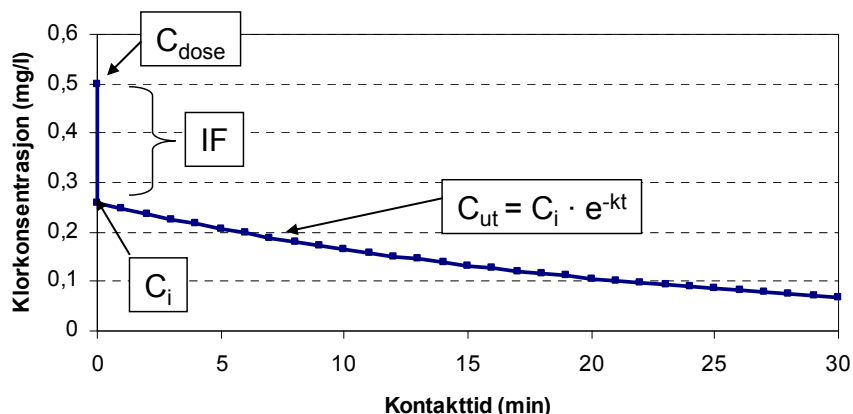


Fig 4.2 Skjematisk fremstilling av konsentrasjonsendringen ved klorering

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 4.3.



Figur 4.3. 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:

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

der IF er det raske klorforbruket rett etter dosering, som skyldes oksidasjonen av ulike lett oksiderbare 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:

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

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 4.3).

4.4.2. 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).

I driftssituasjonen kan man bestemme IF og k gjennom målinger i anlegget. I dimensjonerings situasjonen må man beregne verdiene basert på vannets sammensetning. I avsnitt 4.4.2.2 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.

4.4.2.1 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:

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

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

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

4.4.2.2 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 :

$$\text{IF}_{\text{klor}} = 0,06 \cdot \text{TOC} + 0,36 \cdot C_{\text{dose}} + 0,08 \cdot (C_{\text{dose}} / \text{TOC}) - 0,12$$

$$k_{\text{klor}} = 0,013 \cdot \text{TOC} - 0,040 \cdot C_i - 0,010 \cdot C_i / \text{TOC} + 0,022$$

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 $\text{IF} \leq C_{\text{dose}}$ (ved $\text{IF} > C_{\text{dose}}$ settes $\text{IF} = C_{\text{dose}}$)

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 $\text{IF} < C_{\text{dose}}$
- Beregnet $k > 0,005$

4.4.2.3 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 initialkonsentrasjonen (C_i) ved hjelp av:

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

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 derimot verken kjenner klordosen (C_{dose}) eller utløpskonsentrasjonen (C_{ut}), med andre ord 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.

Et bedre alternativt 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).

4.4.3. 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:

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

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

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

4.4.4. Segmentering av klorkontaktbassenget

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:

$$\begin{aligned} C_{ut-1} &= C_i \cdot e^{-k \cdot t_1} \\ C_{ut-2} &= C_{ut-1} \cdot e^{-k \cdot t_2} = C_i \cdot e^{-k \cdot (t_1+t_2)} \\ C_{ut-3} &= C_{ut-2} \cdot e^{-k \cdot t_3} = C_i \cdot e^{-k \cdot (t_1+t_2+t_3)} \end{aligned}$$

der C_{ut-1} , C_{ut-2} og C_{ut-3} er utløpskonsentrasjonen fra henholdsvis segment 1, 2 og 3, mens t_1 , t_2 og t_3 er oppholdstiden (korrigert for hydraulisk faktor) i henholdsvis segment 1, 2 og 3. Man må være oppmerksom på at korreksjonen for hydraulisk faktor endres ved segmentering av basseng (jfr. tabell 4.2). Det betyr at 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.

Alternativt kan man utføre konsentrasjonsberegningene fra en gitt utløpskonsentrasjon i siste segment av klorkontaktbassenget (C_{ut-3}):

$$\begin{aligned} C_{ut-2} &= C_{ut-3} / e^{-k \cdot t_3} \\ C_{ut-1} &= C_{ut-2} / e^{-k \cdot t_2} = C_{ut-3} / e^{-k \cdot (t_2+t_3)} \\ C_{inn-1} &= C_i = C_{ut-1} / e^{-k \cdot t_1} = C_{ut-3} / e^{-k \cdot (t_1+t_2+t_3)} \end{aligned}$$

For et anlegg bestående av de 3 segmentene 1, 2 og 3, kan nedbrytningskonstanten k bestemmes uavhengig av hverandre ved hjelp av ligningene:

$$\begin{aligned} k &= - [\ln(C_{ut-3}/C_{ut-2})] / t_3 \\ k &= - [\ln(C_{ut-2}/C_{ut-1})] / t_2 \\ k &= - [\ln(C_{ut-1}/C_{inn-1})] / t_1 \end{aligned}$$

For et anlegg bestående av for eksempel 3 segment blir initialforbruket (IF):

$$IF = C_{dose} - C_i = C_{dose} - [C_{ut-3} / e^{-k \cdot (t_3 + t_2 + t_1)}]$$

Ct-verdi beregnet fra initialkonsentrasjonen (C_i) når klorkontaktbassenget består av flere segment som angitt ovenfor, blir da:

$$C \cdot t = [(C_i / k) (1 - e^{-k \cdot t_1})] + [(C_{ut-1} / k) (1 - e^{-k \cdot t_2})] + [(C_{ut-2} / k) (1 - e^{-k \cdot t_3})]$$

eller

$$C \cdot t = [(C_i / k) (1 - e^{-k \cdot (t_1+t_2+t_3)})]$$

Et alternativt uttrykk for Ct-verdi hvis man benytter en gitt utløpskonsentrasjon i siste segment av klorkontaktbassenget (C_{ut-3}) som utgangspunkt, er:

$$C \cdot t = [(C_{ut-1} / k) (e^{k \cdot t_1} - 1)] + [(C_{ut-2} / k) (e^{k \cdot t_2} - 1)] + [(C_{ut-3} / k) (e^{k \cdot t_3} - 1)]$$

eller

$$C \cdot t = [(C_{ut-3} / k) (e^{k \cdot (t_1+t_2+t_3)} - 1)]$$

4.4.5. 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 på samme måte som angitt over, i stedet regne seg tilbake til en initialkonsentrasjon som da er innløpskonsentrasjonen til første segment av kontakttanken.

Dersom klorkontakttanken kun består av ett segment, er initialkonsentrasjonen gitt ved:

$$C_i = C_{ut} / e^{-k \cdot t}$$

Hvis kontakttanken derimot består av flere segment, for eksempel segment 1, 2 og 3, er initialkonsentrasjonen gitt på tilsvarende måte ved:

$$C_i = C_{inn-1} = C_{ut-3} / e^{-k \cdot (t_3 + t_2 + t_1)}$$

Når initialkonsentrasjonen er gitt, er klordosen bestemt av det raske initiale klorforbruket (IF) rett etter dosering slik som beskrevet i avsnitt 4.4.1. 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 4.4.2.

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. Beregningsprosedyren er vist for klorkontaktbasseng bestående av kun ett segment. Fremgangsmåten er imidlertid tilsvarende uavhengig av antall segment (se ovenfor).

Dette gir følgende punktvis fremgangsmåte:

1. Anta en klordose.
2. Bestem initialt klorforbruk (IF) og nedbrytningskonstanten for klor (k) fra modellene angitt i kapittel 4.4.2 basert på vannets TOC-innhold og antatt klordose.

3. Velg ønsket restklorkonsentrasjon ut fra klorkontaktanken (C_{ut}).
4. Beregn initialkonsentrasjonen C_i ved hjelp av ligningen $C_i = C_{ut} / e^{-k \cdot t}$.
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.
 - 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.
7. Den beregnede C_{dose} er det endelige resultatet.

4.4.6. 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 dimensjoneringsituasjon.

4.4.6.1 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 klorkontaktankan innebærer en slik dokumentasjon følgende prosedyre:

1. Måling av utløpskonsentrasjonen fra klorkontaktbassenget (C_{ut}).
2. Bestemmelse av effektiv oppholdstid (t). Dette gjøres enten ved hjelp av tracerundersøkelser og bestemmelse av t_{10} , eller ved å benytte hydraulisk faktor som angitt i avsnitt 4.3.1.
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 kapittel 4.4.2. 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), medfører dette:
 - Bestem nedbrytningskonstanten (k) ved: $-k = [\ln(C_{ut}/C_{inn})] / t$
 - Bestem initialforbruket (IF): $IF = C_{dose} - C_i = C_{dose} - [C_{ut} / e^{-k \cdot t}]$
 - 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
 - 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 klorkontaktanken: $C \cdot t = (C_{ut} / k)(e^{k \cdot t} - 1)$
9. Sammenligning av beregnet Ct-verdi med dimensjonerende Ct-verdi i tabell 4.1. og beregn log inaktivering for anlegget.

For et klorkontaktbasseng bestående av flere segment, blir beregningsprosedyren tilsvarende. Hvis man ikke har måling av innløpskonsentrasjonen eller konsentrasjonen mellom de ulike segmentene, blir beregningene lik som i prosedyren over der man betrakter alle segmentene under ett. Hvis man derimot har innløpskonsentrasjonen til første segment og utløpskonsentrasjonen fra hvert segment, kan nedbrytningskonstanten (k) bestemmes over hvert segment, som beskrevet i avsnitt 4.4.4, og den vil derfor kunne bestemmes med større sikkerhet.

Beregning av Ct-verdi gjøres tilsvarende som i punkt 8 i prosedyren, men den totale Ct-verdien for anlegget fremkommer da ved å summere beregnet Ct-verdi for hvert segment:

$$C \cdot t = (C_{ut-3} / k)(e^{k \cdot t_3} - 1) + (C_{ut-2} / k)(e^{k \cdot t_2} - 1) + (C_{ut-1} / k)(e^{k \cdot t_1} - 1)$$

eller

$$C \cdot t = (C_{ut-3} / k)(e^{k \cdot (t_1+t_2+t_3)} - 1)$$

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.

4.4.6.2 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 velges et anlegg bestående av én klorkontakt-tank, 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 antall reaktorsegment.
 - Kan være fra ett til så mange segment man måtte ønske.
 - Ulike deler av anlegget kan betraktes som ulike segment, inklusive ledningsnett fram til første forbruker.
 - I dette eksempelet er det benyttet kun ett segment.
3. Velg volum og utforming for hvert av reaktorsegmentene.
4. Beregn effektiv kontaktid for hvert av reaktorsegmentene basert på t_{10} eller hydraulisk faktor (t_{10}/T) som angitt i tabell 4.2.
5. Anta en dose
6. Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstant (k) fra modellene (avsnitt 4.4.2) basert på antatt dose og vannets TOC-innhold.
7. Beregn innløpskonsentrasjonen til klorkontakt-tanken: $C_{inn} = C_{ut} / e^{-k \cdot t}$
8. Innløpskonsentrasjonen (C_{inn}) er lik initialkonsentrasjonen (C_i)
9. Beregn dosen: $C_{dose} = C_i + IF$
10. 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 6 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 11 i prosedyren.
11. Beregn Ct-verdi for klorkontakt-tanken: $C \cdot t = (C_{ut} / k)(e^{k \cdot t} - 1)$
12. Sammenlign beregnet Ct-verdi med dimensjonerende Ct-verdi for ønsket grad av inaktivering i tabell 4.1.
13. Hvis sammenligningen er ok, avsluttes beregningene. Hvis ikke gjentas beregningene med nye valg i punkt 1, 2 og 3.

Dersom klorkontakt-tanken består av flere segment, blir beregningene tilsvarende som i prosedyren over, men i punkt 7 beregnes i stedet innløpskonsentrasjonen til siste segment som er lik utløpskonsentrasjonen til nest siste segment. Deretter beregnes

innløpskonsentrasjonen til nest siste segment som igjen er utløpskonsentrasjonen til tredje siste segment, osv. Når innløpskonsentrasjonen til første segment er beregnet, går man inn i punkt 8 i prosedyren over. Når man kommer til punkt 11 i prosedyren, beregnes Ct-verdien som summen av Ct-verdiene for alle reaktorsegmentene, for eksempel for 3 segment blir det:

$$C \cdot t = (C_{ut-3} / k)(e^{k \cdot t_3} - 1) + (C_{ut-2} / k)(e^{k \cdot t_2} - 1) + (C_{ut-1} / k)(e^{k \cdot t_1} - 1)$$

eller

$$C \cdot t = (C_{ut-3} / k)(e^{k \cdot (t_1+t_2+t_3)} - 1)$$

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 4.4.2.2 basert på valgt klordose og vannets TOC-innhold.
3. Velg antall reaktorsegment.
 - Kan være fra ett til så mange segment man måtte ønske.
 - Ulike deler av anlegget kan betraktes som ulike segment, inklusive ledningsnett fram til første forbruker.
 - I dette eksempelet er det benyttet kun ett segment.
4. Velg volum og utforming for hvert av reaktorsegmentene.
5. Beregn effektiv kontakttid for hvert av reaktorsegmentene basert på t_{10} eller hydraulisk faktor (t_{10}/T) som angitt i tabell 4.2.
6. Beregn initial konsentrasjonen: $C_i = C_{dose} - IF$
7. Beregn utløpskonsentrasjonen fra klorkontaktanken: $C_{ut} = C_i \cdot e^{-k \cdot t}$
8. 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 9.
9. Beregn Ct-verdi for klorkontaktanken: $C \cdot t = (C_i / k) (1 - e^{-k \cdot t})$
10. Sammenlign beregnet Ct-verdi med dimensjonerende Ct-verdi for ønsket grad av inaktivering i tabell 4.1.
11. Hvis sammenligningen er ok, avsluttes beregningene. Hvis ikke gjentas beregningene med nye valg i punkt 1, 2 og 3.

Hvis klorkontaktanken består av flere segment, blir beregningene tilsvarende som i prosedyren over, men i punkt 7 beregnes i stedet utløpskonsentrasjonen fra første segment som er lik innløpskonsentrasjonen til andre segment. Deretter beregnes utløpskonsentrasjonen fra andre segment som igjen er innløpskonsentrasjonen til tredje segment, osv. Når utløpskonsentrasjonen fra siste segment er beregnet, går man inn i punkt 8 i prosedyren over. Når man kommer til punkt 9 i prosedyren, beregnes Ct-verdien som summen av Ct-verdiene for alle reaktorsegmentene, for eksempel for 3 segment blir det:

$$C \cdot t = (C_i / k)(1 - e^{-k \cdot t_1}) + (C_{ut-1} / k)(1 - e^{-k \cdot t_2}) + (C_{ut-2} / k)(1 - e^{-k \cdot t_3})$$

eller

$$C \cdot t = (C_i / k)(1 - e^{-k \cdot (t_1+t_2+t_3)})$$

4.4.6.3 Fremgangsmåte ved dimensjonering av kapasitet på doseringsutstyret

Normalt ønsker man å dimensjonere doseringsutstyret for en dårligere vannkvalitet enn hva reaktorvolumet er dimensjonert for. Det vil si at det bør dimensjoneres for råvannskvaliteten.

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 krisesituasjon.
2. Velg en dimensjonerende vannkvalitet (mhp. TOC) for doseringsutstyret.
 - Normalt vil man velge råvannskvaliteten, evt. verst forekommende råvannskvalitet.
3. Anta en dose
4. Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstant (k) fra beregningsmodellene i 4.4.2.2 basert på antatt dose og dimensjonerende TOC-innhold.
5. Beregn innløpskonsentrasjonen til klorkontaktanken: $C_{inn} = C_{ut} / e^{-k \cdot t}$
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

4.5. Kloramin

Bruk av kloramin er beskrevet i avsnitt 2.4.2.

4.5.1. Konsentrasjonsendringsforløp ved kloraminering

Ved kloraminering får man ikke det raske initiale forbruket som man får med klorering (se fig. 4.4 sammenlignet med 4.3). I Ct-beregningene benyttes derfor en initialkonsentrasjon lik dosen:

$$C_i = C_{dose}$$

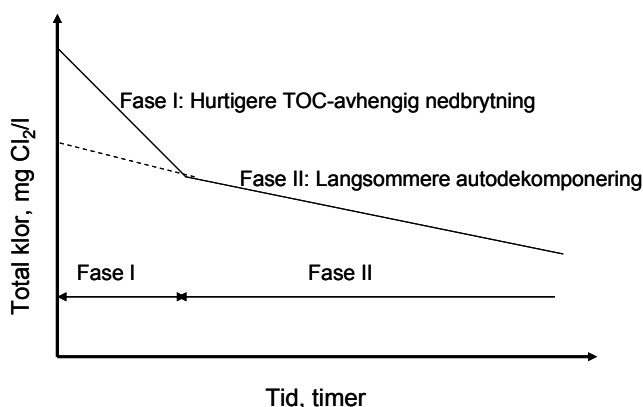
Samtidig antar man at alt fritt klor forbrukes umiddelbart når kloramineringen starter. Dette er ikke helt korrekt ved lave temperaturer, siden reaksjonen fra fritt klor til monokloramin da er langsommere og de to komponentene vil derfor sameksistere en kort periode. Forskjellene blir imidlertid små, 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 4.4):

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

Nedbrytningen i begge fasene kan approksimeres med en lineær funksjon mot tid. Dette er illustrert i figur 4.4.



Figur 4.4 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 nedbrytning

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

Fase II: Egennedbrytning (autodekomponering)

- Konstant og lineær over tid
- Lavere hastighet enn i fase I
- Består kun av autodekomponering
- 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 egennedbrytningen vesentlig høyere.

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

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

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

Der C_{dose} er dosen av kloramin, C_t er kloraminkonsentrasjonen etter tiden t som angis i minutter, og k_{kval} og k_{auto} er henholdsvis vannkvalitetsavhengig nedbrytningskonstant og autodekomponeringskonstant for kloramin. Forslag til verdier for k_{kval} og k_{auto} er gitt i tabell 4.4.

Ettersom det er mange faktorer som kan påvirke verdien for nedbrytningskonstantene, og verdiene foreslått i tabell 4.4 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:

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

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

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 4.4 benyttes.

Tabell 4.4 Nedbrytningskonstanter for kloramin.

Beskrivelse	Nedbrytningskonstant	Verdi (mg/l·min.)
Vannkvalitetsavhengig nedbrytningskonstant	k_{kval}	$3.3 \times 10^{-5} \cdot (1 + \text{TOC})$
Autodekomponering (egennedbrytning)	k_{auto}	3.3×10^{-5}

4.5.2. Beregning av Ct

Effektiv oppholdstid for bruk i Ct beregningene bestemmes på samme måte som for klor (se kapittel 4.3.1). Ved kloraminering vil man imidlertid ofte i stor grad benytte rør som reaktor (dvs. ledningsnett), som har tilnærmet stempelstrømning og en hydraulisk faktor (t_{10}/T) = 1.0. I slike tilfeller blir effektiv oppholdstid lik teoretisk oppholdstid. Uttrykket for Ct-verdien ved kloraminering blir da:

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

$$Ct = [(C_{\text{dose}} + C_{t=5\text{timer}})/2] \cdot 300 + [1/2 (C_{t=5\text{timer}} + C_t)] \cdot (t-300) \quad \text{for } t > 300 \text{ min}$$

$$= [1/2 (2C_{\text{dose}} - 300k_{\text{kval}})] \cdot 300 + [1/2 (2C_{\text{dose}} - 600k_{\text{kval}} - t \cdot k_{\text{auto}} + 300k_{\text{auto}})] \cdot (t-300)$$

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

4.6. Klordioksid

Desinfeksjon med klordioksid er kort beskrevet i avsnitt 2.4.3.

4.6.1. 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 kapittel 4.3, 4.4.1, 4.4.3 og 4.4.4 for disse beregningene. Til bruk for beregningene for klordioksid benyttes det selvsagt egne verdier for initialforbruk (IF) og nedbrytningskonstant (k). Modeller for bestemmelse av disse er gitt i avsnitt 4.6.2. Dersom IF og k skal bestemmes uten å benytte modeller, går man fram på samme måte som for klor, vist i kapittel 4.4.2. Beregning av klordioksiddose samt beregninger og bruk av Ct-verdier i en

driftssituasjon eller ved dimensjonering, gjøres på samme måte som for klor, vist i kapittel 4.4.5 og 4.4.6.

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 $IF_{\text{klordioksid}}$ når både klor og klordioksid er tilstede, siden IF_{klor} også vil påvirkes av klordioksid dosen og $IF_{\text{klordioksid}}$ av klordosen. Nedbrytningskonstantene, henholdsvis k_{klor} og $k_{\text{klordioksid}}$ 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 kapittel 4.6.2 nedenfor. Både klor og klordioksid tas hensyn til når anlegget krediteres en log inaktivering.

4.6.2. 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 4.4.2 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 4.4.2):

$$IF_{\text{klordioksid}} = 0,10 \cdot \text{TOC} + 0,61 \cdot [C_{\text{dose}}]^{0.2} + 0,14 \cdot (C_{\text{dose}} / \text{TOC}) - 0,20 / C_{\text{dose}}$$

$$k_{\text{klordioksid}} = 0,01 \cdot [\text{TOC}]^{0.5} - 0,02 \cdot C_i + 0,015$$

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 4.6.1 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:

$$\text{Justert } IF_{\text{klordioksid}} = \frac{[C_{\text{dose-ClO}_2} / (C_{\text{dose-ClO}_2} + C_{\text{dose-Cl}_2})] \cdot [0,10 \cdot \text{TOC} + 0,61 \cdot [C_{\text{dose-ClO}_2}]^{0.2} + 0,14 \cdot (C_{\text{dose-ClO}_2} / \text{TOC}) - 0,20 / C_{\text{dose-ClO}_2}]$$

$$\text{Justert } IF_{\text{klor}} = \frac{[C_{\text{dose-Cl}_2} / (C_{\text{dose-ClO}_2} + C_{\text{dose-Cl}_2})] \cdot [0,06 \cdot \text{TOC} + 0,36 \cdot C_{\text{dose-Cl}_2} + 0,08 \cdot (C_{\text{dose-Cl}_2} / \text{TOC}) - 0,12]}$$

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 :

$$C_{i-\text{ClO}_2} = C_{\text{Dose-ClO}_2} - \text{Justert } IF_{\text{klordioksid}}$$

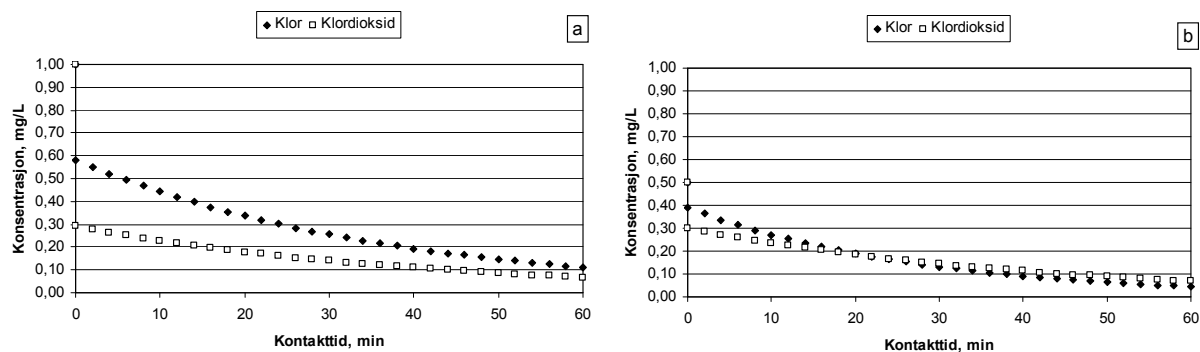
$$C_{i-\text{Cl}_2} = C_{\text{Dose-Cl}_2} - \text{Justert } IF_{\text{klor}}$$

Dette gir følgende endring av nedbrytningskonstantene:

$$k_{\text{klordioksid}} = 0,01 \cdot [\text{TOC}]^{0.5} - 0,02 \cdot C_{i-\text{ClO}_2} + 0,015$$

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

Beregningen for både klor og klordioksid utføres på samme måte som for klor (kapitel 4.4), men det er de justerte verdiene for IF, C_i og k benyttes. Effekten av å ha en blanding av klor og klordioksid kontra klor eller klordioksid separat er illustrert i figur 4.5. I figur 4.5a 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), mens figur 4.5b viser forløpet dersom man har en blanding med en dose på 0,5 mg/l klor og 0,5 mg/l klordioksid.



Figur 4.5 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.

4.7. Ozon

Desinfeksjon med ozon er kort beskrevet i avsnitt 2.5.

4.7.1. 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.

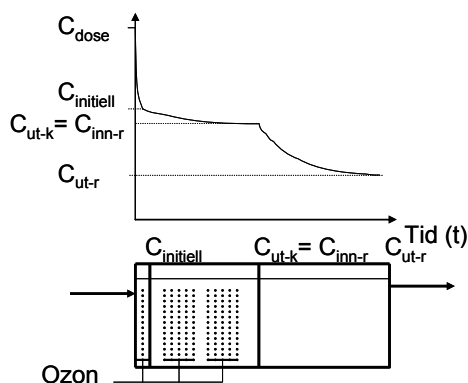
Disse prosessene foregår mer eller mindre parallelt, noe som gjør det vanskelig å beskrive prosessforløpet på en klar måte. Ozon er langt mer reaktivt enn klor, og reduksjonen av ozonkonsentrasjonen fra doseringskonsentrasjonen til initialkonsentrasjonen går langt hurtigere med ozon enn med klor, sannsynligvis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

I figur 4.6 er det skissert et forenklet bilde der man relaterer de ulike fasene til reaktortanker. Det skilles mellom:

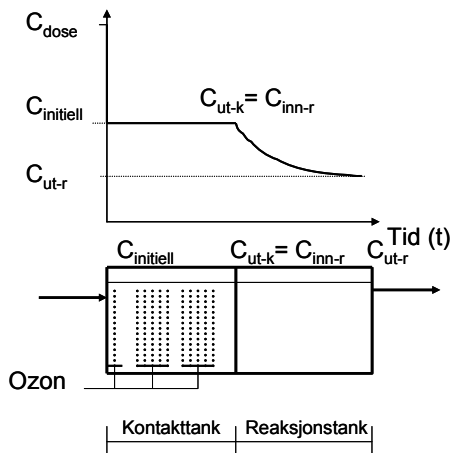
1. En innblandingsfase hvor ozongass tilsettes. Det kan skje ved hjelp av injektor, diffusor, turbin etc.
2. En ozonoverføringsfase. I denne fasen skjer det både en overføring av ozon til vannet, som vil virke i retning av at ozonkonsentrasjonen øker, og et forbruk av ozon pga dets reaksjon i vannet, 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.

I praksis er det ofte vanskelig å skille innblandingsfasen fra kontaktfasen fordi innblandingen 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 4.7).

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.



Figur 4.6 Konsentrasjonsendringer i et ozoneringsystem



Figur 4.7 Idealisert konsentrasjonsforløp ved Ct-beregning

I figur 4.7 er konsentrasjonsforløpet idealisert for å forenkle Ct-beregningen. Det refereres til begrepet kontakttank 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 kontakttanket er fullstendig omrørt (se tabell 4.5 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 4.7), 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 kontakttanken, 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):

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

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 4.5 angir veiledende verdier for k_{overf} .

Tabell 4.5 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. ozonoverføringstanken), 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 oksiderbare forbindelser i vannet. Parameteren IF vil være en funksjon av vannkvalitet og den ozondosen som benyttes. Verdier for IF for ozon er angitt i avsnitt 4.7.2.2.

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 innløpskonsentrasjonen 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 kontakttanken, $C_{\text{ut-k}}$, 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. Verdier for nedbrytningskonstanten, k , for ozon er angitt i kapittel 4.7.2.2.

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 C_t -beregningen som baseres på utløpskonsentrasjonen fra siste kontakttanksegmentet i henhold til tabell 4.6. 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 C_t .

Tabell 4.6 Bestemmelse av $C_{\text{eff-k}}$ i kontakttanksegment avhengig av reaktorutforming

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

¹Hvis $C_{\text{inn-k}}$ 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.:

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

og

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

der $C_{\text{inn-r}}$ er innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken og $C_{\text{ut-r}}$ er utløpskonsentrasjonen fra reaksjonstanken. Det betyr at effektiv konsentrasjon for reaksjonstanken, $C_{\text{eff-r}}$, 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.

4.7.2. Ozonoverføringsgrad, initialforbruk og nedbrytningskonstant for ozon

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.

4.7.2.1 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:

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

Eller for et anlegg bestående av de 3 reaksjonstanksegmentene 1, 2 og 3, kan nedbrytningskonstanten k bestemmes uavhengig av hverandre ved hjelp av ligningene:

$$-k = [\ln(C_{ut-r-3}/C_{ut-r-2})] / tr3$$

$$-k = [\ln(C_{ut-r-2}/C_{ut-r-1})] / tr2$$

$$-k = [\ln(C_{ut-r-1}/C_{inn-r-1})] / tr1$$

Man har da tilstrekkelig med informasjon til å dokumentere anleggets Ct-verdi.

4.7.2.2 Bestemmelse av IF og k ved en kombinasjon av målinger og beregninger

En testprosedyre for egen bestemmelse av IF og k for ozon er beskrevet i Norsk Vann rapport 169/2009 (Ødegaard et al, 2009) som er resultat av prosjektet Optimal desinfeksjonspraksis, fase II. Følgende modeller ble der bestemt for bestemmelse av initialforbruk (IF) og nedbrytningskonstant (k) for ozon. Disse kan brukes dersom man ikke har bestemt IF og k i egne forsøk på det aktuelle vannet:

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

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

Modellen for IF ved dosering av ozon er gyldig forutsatt:

- Ozondose, $C_{dose} = 0,25 - 6,0$ mg O_3/l
- $TOC = 0,5 - 6,0$ mg/l
- Spesifikk dose, $C_{dose} / TOC < 2,5$ mg $O_3 /$ mg TOC
- Beregnet IF $\leq C_{dose}$ (ved IF $> C_{dose}$ settes IF = C_{dose})
- Beregnet IF $> 0,05$

Modellen for k ved dosering av ozon er gyldig forutsatt:

- Initialkonsentrasjonen, $C_i = 0,25 - 6,0$ mg O_3/l
- $TOC = 0,5 - 6,0$ mg/l
- $pH = 6,0 - 8,0$
- Beregnet IF $< C_{dose}$

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 4.5 og initialforbruket (IF) fra beregningsmodellen (alt 1)

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

Tilsvarende beregning av initialkonsentrasjonen (C_i) basert på utløpskonsentrasjonen fra ozonkontaktstanken (C_{ut-k}) (alt 2) blir:

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

Man vil forvente at C_i beregnet i alt 2 er høyere enn beregnet i alt 1 på grunn av antagelsen ved beregningen av C_i i alt 2 som vil overestimere C_i (se kapittel 4.7.1). Hvis dette ikke er tilfelle, bør man vurdere nøyaktigheten til beregningene nøyere.

Dersom man derimot kun kjenner ozondosen (C_{dose}) og en konsentrasjon fra ozonreaksjonstanken, for eksempel utløpskonsentrasjonen (C_{ut-r}), anbefaler vi at man bestemmer overføringsgraden (k_{overf}) og initialforbruket (IF) fra henholdsvis tabell 4.5 og beregningsmodellen, og beregner initialkonsentrasjonen (C_i) basert på dosen (C_{dose}) ved hjelp av:

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

Deretter kan man bestemme nedbrytningskonstanten (k) fra beregningsmodellen og beregne initialkonsentrasjonen (C_i) basert på utløpskonsentrasjonen fra reaksjonstanken (C_{ut-r}):

$$C_{ut-k} = C_{inn-r} = C_{ut-r} / e^{-k \cdot tr}$$

og dermed C_i basert på utløpskonsentrasjonen

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

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 4.5 og beregningsmodellene for IF_{ozon} og k_{ozon} kan benyttes. Hvis dette ikke er tilfellet, bør man vurdere nøyaktigheten til beregningene/konstantene nærmere.

4.7.2.3 Bestemmelse av initialkonsentrasjonen ved beregninger alene

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 4.5 og beregningsmodellene for IF_{ozon} og k_{ozon}).

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 bestemmes 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, 2009).

4.7.3. Beregning av Ct ved ozonering

Beregning av Ct-verdi gjøres for kontakttanken og reaksjonstanken separat, og deretter summeres de.

Ct-verdien for kontakttanken er gitt ved:

$$C \cdot t_k = C_{\text{eff-k}} \cdot t_k$$

der t_k er oppholdstiden i kontakttanken korrigert for hydraulisk faktor

Utrykket for beregning av Ct-verdi for reaksjonstanken finnes da ved å integrere uttrykket for nedbrytningsreaksjonen i reaksjonstanken med hensyn på tid. Utrykket for Ct blir da:

$$C \cdot t_r = (C_{\text{inn-r}} / k) (1 - e^{-k \cdot t_r})$$

der t_r er oppholdstiden i reaksjonstanken korrigert for hydraulisk faktor

Hvis man i stedet benytter utløpskonsentrasjonen fra reaksjonstanken ($C_{\text{ut-r}}$) som beregningsgrunnlag, blir uttrykket for Ct:

$$C \cdot t_r = (C_{\text{ut-r}} / k) (e^{k \cdot t_r} - 1)$$

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

$$C \cdot t = (C \cdot t_k) + (C \cdot t_r)$$

for eksempel

$$C \cdot t = [C_{\text{eff-k}} \cdot t_k] + [(C_{\text{ut-r}} / k) (e^{k \cdot t_r} - 1)]$$

eller

$$C \cdot t = [C_{\text{eff-k}} \cdot t_k] + [(C_{\text{ut-k}} / k) (1 - e^{-k \cdot t_r})]$$

4.7.4. Segmentering av kontakttanken og reaksjonstank

Dersom ozonkontakttanken 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 ($C_{\text{inn-k-1}}$). Forutsatt at nedbrytningskonstanten er den samme for segmentene, vil man ha følgende sammenheng:

$$\begin{aligned} C_{\text{ut-k-1}} &= C_i \cdot e^{-k \cdot tk1} \\ C_{\text{ut-k-2}} &= C_{\text{ut-k-1}} \cdot e^{-k \cdot tk2} = C_i \cdot e^{-k \cdot (tk1+tk2)} \\ C_{\text{ut-k-3}} &= C_{\text{ut-k-2}} \cdot e^{-k \cdot tk3} = C_i \cdot e^{-k \cdot (tk1+tk2+tk3)} \end{aligned}$$

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 $tk1$, $tk2$ og $tk3$ er oppholdstiden (korrigert for hydraulisk faktor) i henholdsvis segment 1, 2 og 3 av kontakttanken. Alle utløpskonsentrasjonene er tenkte konsentrasjoner bortsett fra utløpskonsentrasjonen fra siste segment (i dette tilfellet er $C_{\text{ut-k-3}}$). Effektiv konsentrasjon, $C_{\text{eff-k}}$, for alle segmentene blir da bestemt av $C_{\text{ut-k-3}}$ og tabell 4.6.

Ct-verdi for hele kontakttanken blir:

$$C \cdot t_k = C_{\text{eff-k}} \cdot (tk1 + tk2 + tk3)$$

Dersom ozonreaksjonstanken består av flere segment (for eksempel segment 1, segment 2, segment 3 osv, fra innløp mot utløp), vil utløpskonsentrasjonen fra siste segment av kontaktstanken (for eksempel C_{ut-k-3}) være innløpskonsentrasjonen til segment 1 av reaksjonstanken ($C_{inn-r-1}$). Forutsatt at det ikke er dosering mellom segmentene og at nedbrytningskonstanten er den samme for segmentene, vil man ha følgende sammenheng:

$$\begin{aligned}C_{ut-r-1} &= C_{inn-r-1} \cdot e^{-k \cdot tr_1} \\C_{ut-r-2} &= C_{ut-r-1} \cdot e^{-k \cdot tr_2} = C_{inn-r-1} \cdot e^{-k \cdot (tr_1+tr_2)} \\C_{ut-r-3} &= C_{ut-r-2} \cdot e^{-k \cdot tr_3} = C_{inn-r-1} \cdot e^{-k \cdot (tr_1+tr_2+tr_3)}\end{aligned}$$

der C_{ut-r-1} , C_{ut-r-2} og C_{ut-r-3} er utløpskonsentrasjonen fra henholdsvis segment 1, 2 og 3 av reaksjonstanken, mens tr_1 , tr_2 og tr_3 er oppholdstiden (korrigert for hydraulisk faktor) 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 nedbrytningskonstanten, k , ved å måle konsentrasjonene mellom de ulike segmentene. Alternativt kan man utføre konsentrasjonsberegningene fra en gitt utløpskonsentrasjon i siste segment av reaksjonstanken (C_{ut-r-3}):

$$\begin{aligned}C_{ut-r-2} &= C_{ut-r-3} / e^{-k \cdot tr_3} \\C_{ut-r-1} &= C_{ut-r-2} / e^{-k \cdot tr_2} = C_{ut-r-3} / e^{-k \cdot (tr_2+tr_3)} \\C_{inn-r-1} &= C_{ut-r-1} / e^{-k \cdot tr_1} = C_{ut-r-3} / e^{-k \cdot (tr_1+tr_2+tr_3)}\end{aligned}$$

Beregning av Ct -verdi når ozonreaksjonstanken består av flere segment som angitt ovenfor, og man benytter innløpskonsentrasjonen til første segment ($C_{inn-r-1}$) som utgangspunkt, blir:

$$\begin{aligned}C \cdot t_r &= [(C_{inn-r-1} / k) (1 - e^{-k \cdot tr_1})] + [(C_{ut-r-1} / k) (1 - e^{-k \cdot tr_2})] + [(C_{ut-r-2} / k) (1 - e^{-k \cdot tr_3})] \\ \text{eller} \\ C \cdot t_r &= [(C_{inn-r-1} / k) (1 - e^{-k \cdot (tr_1+tr_2+tr_3)})]\end{aligned}$$

Alternativt uttrykk for Ct -verdi hvis man benytter en gitt utløpskonsentrasjon i siste segment av reaksjonstanken (C_{ut-r-3}) som utgangspunkt:

$$\begin{aligned}C \cdot t_r &= [(C_{ut-r-1} / k) (e^{k \cdot tr_1} - 1)] + [(C_{ut-r-2} / k) (e^{k \cdot tr_2} - 1)] + [(C_{ut-r-3} / k) (e^{k \cdot tr_3} - 1)] \\ \text{eller} \\ C \cdot t_r &= [(C_{ut-r-3} / k) (e^{k \cdot (tr_1+tr_2+tr_3)} - 1)]\end{aligned}$$

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

$$C \cdot t = (C \cdot t_k) + (C \cdot t_r) \quad \text{for eksempel:}$$

$$\begin{aligned}C \cdot t &= [C_{eff-k} \cdot (tk_1 + tk_2 + tk_3)] + [(C_{inn-r-1} / k) (1 - e^{-k \cdot (tr_1+tr_2+tr_3)})] \\ \text{eller} \\ C \cdot t &= [C_{eff-k} \cdot (tk_1 + tk_2 + tk_3)] + [(C_{ut-r-3} / k) (e^{k \cdot (tr_1+tr_2+tr_3)} - 1)]\end{aligned}$$

4.7.5. Beregning av ozondose ved dimensjonering av ozonanlegg

På samme måte som for klor er ozondosen avhengig av hvor stort ozonforbruket er og hvor stort ozonoverskuddet må være for å opprettholde tilstrekkelig høy Ct -verdi i desinfeksjonen.

Ozonforbruket er imidlertid vesentlig større og raskere enn tilsvarende klorforbruk, fordi ozon er et kraftigere oksidasjonsmiddel (det går mer med til oksidasjon), og fordi ozon er mindre stabilt slik at man også vil ha en betydelig grad av egendekomponering. I tillegg doseres ozon som gass som vil overføres til vannet med en gitt effektivitet.

Det betyr at nødvendig 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 på tilsvarende måte som angitt ovenfor, 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:

$$C_{inn-r} = C_{ut-k} = C_{ut-r} / e^{-k \cdot tr}$$

Hvis reaksjonstanken derimot består av flere segment, for eksempel segment 1, 2 og 3, er innløpskonsentrasjonen til første segment gitt på tilsvarende måte ved:

$$C_{inn-r-1} = C_{ut-k} = C_{ut-r-3} / e^{-k \cdot (tr_3 + tr_2 + tr_1)}, \text{ der symbolene er som angitt tidligere.}$$

I kapittel 4.7.1 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 innløpskonsentrasjonen, men en tenkt konsentrasjon som man ville hatt hvis all gassoverføring skjedde før kontakttanken, og hastighetskonstanten for ozonforbruk pga oksidasjon og egendekomponering 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:

$$C_i = C_{inn-k} = C_{ut-k} / e^{-k \cdot tk}$$

der tk er effektiv oppholdstid i kontakttanken. De øvrige symbolene er som angitt tidligere. Dersom kontakttanken derimot består av flere segment, for eksempel segment 1, 2 og 3, er tenkt innløpskonsentrasjon til første segment gitt på tilsvarende måte ved:

$$C_i = C_{inn-k-1} = C_{ut-k-3} / e^{-k \cdot (tk_3 + tk_2 + tk_1)}$$

der tk1, tk2 og tk3 er effektiv oppholdstid i henholdsvis segment 1, 2 og 3 av kontakttanken, mens de øvrige symbolene er som angitt tidligere.

Når tenkt innløpskonsentrasjon til kontakttanken er gitt (dvs. tenkt initialkonsentrasjon), er nødvendig ozondose bestemt av det raske ozonforbruket rett etter dosering, 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 4.7.1 og 4.7.2. 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. Beregningsprosedyren er vist for både kontakttank og reaksjonstank for ozon bestående av kun ett segment av hver. Fremgangsmåten er imidlertid tilsvarende uavhengig av antall segment (se ovenfor).

Det gir da følgende punktvis beregningsprosedyre:

1. Velg type innblandingsenhet og kontakttank
2. Bestem ozonoverføringsgraden (k_{overf}) basert på punkt 1 og tabell 4.5.
3. Anta en ozondose (C_{dose}).
4. Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstanten for ozon (k) fra beregningsmodellene basert på vannets TOC-innhold og pH, samt antatt ozondose.
5. Velg ønsket restozonkonsentrasjon ut fra reaksjonstanken ($C_{\text{ut-r}}$).
6. Beregn innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken: $C_{\text{inn-r}} = C_{\text{ut-r}} / e^{-k \cdot tr}$
 - Utløpskonsentrasjonen til kontakttanken: $C_{\text{ut-k}} = C_{\text{inn-r}}$
7. Beregn innløpskonsentrasjonen til kontakttanken: $C_{\text{inn-k}} = C_{\text{ut}} / e^{-k \cdot tk}$
 - 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} er det endelige resultatet.

4.7.6. 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 dimensjonerings- eller planleggingssituasjon. Hensikten med beregningsprosedyren vil også være forskjellig. Nedenfor har vi derfor skilt mellom dokumentasjon av driftssituasjon og dimensjoneringsituasjon.

4.7.6.1 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 (tk) og reaksjonstanken (tr). Dette gjøres enten ved hjelp av tracer undersøkelser og bestemmelse av t_{10} , eller ved å benytte hydraulisk faktor som angitt i kapittel 4.3.1.
3. Registrer anvendt dose, C_{dose}
4. Bestem overføringsgraden (k_{overf}) og initialforbruket (IF) fra henholdsvis tabell 4.5 og beregningsmodellen for IF_{ozon}
 - Dette er ikke nødvendig for dokumentasjonen av Ct-verdi, men kan være nyttig informasjon for kontrollberegninger (se kapittel 4.7.1 og 4.7.2).
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 4.7.2. 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} , $C_{\text{ut-r}}$, tr og tk), medfører dette:
 - Bestem nedbrytningskonstanten (k) ved: $-k = [\ln(C_{\text{ut-r}}/C_{\text{inn-r}})] / tr$
 - Gå til punkt 8 i prosedyren

7. Hvis man mangler måleverdier for $C_{ut-k} = C_{inn-r}$, bestemmes nedbrytningskonstanten (k) og utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken (C_{ut-k}) som følger:
 - Bestem nedbrytningskonstanten (k) fra beregningsmodell
 - Bestem utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken: $C_{ut-k} = C_{inn-r} = C_{ut-r} / e^{-k \cdot tr}$
8. Bestem effektiv konsentrasjon i kontakttanken (C_{eff-k}) basert på utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken (C_{ut-k}) og tabell 4.6.
9. Beregn Ct-verdi for ozonkontakttanken: $C \cdot tk = C_{eff-k} \cdot tk$
10. Beregn Ct-verdi for ozonreaksjonstanken: $C \cdot tr = (C_{ut-r} / k)(e^{k \cdot tr} - 1)$
11. Beregn den totale Ct-verdien ved å summere $C \cdot tk$ og $C \cdot tr$:
 - $C \cdot t = [C_{eff-k} \cdot tk] + [(C_{ut-r} / k)(e^{k \cdot tr} - 1)]$
12. Sammenlign beregnet Ct-verdi med dimensjonerende Ct-verdi i tabell 4.1, og beregn log inaktivering for anlegget.

For en ozonreaksjonstank bestående av flere segment, blir beregningsprosedyren tilsvarende. Hvis man ikke har måling av innløpskonsentrasjonen eller konsentrasjonen mellom de ulike segmentene, blir beregningene tilsvarende som i prosedyren over der man betrakter alle segmentene under ett ($tr_1 + tr_2 + tr_3 \dots$). Hvis man derimot har innløpskonsentrasjonen til første segment og utløpskonsentrasjonen fra hvert segment, kan nedbrytningskonstanten (k) bestemmes over hvert segment, se kapittel 4.7.2, og den vil derfor kunne bestemmes med større sikkerhet.

Beregning av Ct-verdien for reaksjonstanken gjøres tilsvarende som i punkt 10 i prosedyren, men den totale Ct-verdien for reaksjonstanken fremkommer da ved å summere beregnet Ct-verdi for hvert segment av reaksjonstanken:

$$C \cdot tr = (C_{ut-r-3} / k)(e^{k \cdot tr_3} - 1) + (C_{ut-r-2} / k)(e^{k \cdot tr_2} - 1) + (C_{ut-r-1} / k)(e^{k \cdot tr_1} - 1)$$

eller

$$C \cdot tr = (C_{ut-r-3} / k)(e^{k \cdot (tr_1+tr_2+tr_3)} - 1)$$

Dersom ozonkontakttanken inneholder flere segment, bestemmes effektiv konsentrasjon (C_{eff-k}) på samme måte som i punkt 8 basert på utløpskonsentrasjonen fra siste segment i kontakttanken (C_{ut-k-3}). Ct-verdien for kontakttanken bestemmes ved å betrakte alle segmentene under ett:

$$C \cdot tk = C_{eff-k} \cdot (tk_1 + tk_2 + tk_3)$$

Den totale Ct-verdien blir da summen av Ct-verdiene for alle segmentene i kontakttanken og reaksjonstanken, for eksempel:

$$C \cdot t = [C_{eff-k} \cdot (tk_1 + tk_2 + tk_3)] + [(C_{ut-r-3} / k)(e^{k \cdot (tr_1+tr_2+tr_3)} - 1)]$$

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. Dette gjelder spesielt for verdier for k siden disse beregnes direkte i prosedyren.

4.7.6.2 Beregning av Ct i forbindelse med 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 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.

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_{ut-r})
2. Velg antall segment i reaksjonstanken og kontakttanken.
 - Kan være fra ett til så mange segment man måtte ønske i hver tank.
 - Ulike deler av anlegget kan betraktes som ulike segment
 - I dette eksempelet er det benyttet kun ett segment i hver av tankene.
3. Velg volum og utforming for hver tank og hvert reaktorsegment
4. Beregn effektiv kontakttid for hvert av reaktorsegmentene i begge tankene (kontakttanken og reaksjonstanken) basert på t_{10} eller hydraulisk faktor (t_{10}/T)
 - Dvs. at effektiv tid i kontakttanken (t_k) og reaksjonstanken (t_r) beregnes.
5. Anta en dose
6. Bestem ozonoverføringsgraden (k_{overf}) basert på type innblandingsenhet og tabell 4.4
7. Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstant (k) basert på beregningsmodellene i avsnitt 4.7.2 basert på antatt dose og vannets pH og TOC-innhold.
8. Beregn innløpskonsentrasjonen til ozonreaksjonstanken: $C_{inn-r} = C_{ut-r} / e^{-k \cdot t_r}$
9. Innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken (C_{inn-r}) er lik utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken (C_{ut-k})
10. Beregn tenkt initialkonsentrasjon (C_i) som er lik tenkt innløpskonsentrasjon til kontakttanken (C_{inn-k}): $C_i = C_{inn-k} = C_{ut-k} / e^{-k \cdot t_k}$
11. Beregn ozondosen: $C_{dose} = (C_i + IF) / k_{overf}$
12. 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
13. Bestem effektiv konsentrasjon i kontakttanken (C_{eff-k}) basert på utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken (C_{ut-k}) og tabell 4.6
14. Beregn Ct-verdi for kontakttanken: $C \cdot t_k = C_{eff-k} \cdot t_k$
15. Beregn Ct-verdi for reaksjonstanken: $C \cdot t_r = (C_{ut-r} / k)(e^{k \cdot t_r} - 1)$
16. Beregn den totale Ct-verdi som summen av Ct-verdien for kontakttanken og reaksjonstanken: $C \cdot t = [C \cdot t_k] + [C \cdot t_r] = [C_{eff-k} \cdot t_k] + [(C_{ut-r} / k)(e^{k \cdot t_r} - 1)]$
17. Sammenlign beregnet Ct-verdi med dimensjonerende Ct-verdi for ønsket grad av inaktivering i tabell 4.1.
 - Dersom sammenligningen er ok, avsluttes beregningene. Hvis ikke gjentas beregningene med nye valg i punkt 1, 2 og 3.

Hvis ozonreaksjonstanken består av flere segment, blir beregningene tilsvarende som i prosedyren over, men i punkt 8 beregnes i stedet innløpskonsentrasjonen til siste segment som er lik utløpskonsentrasjonen til nest siste segment. Deretter beregnes innløpskonsentrasjonen til nest siste segment som igjen er utløpskonsentrasjonen til tredje siste segment, osv. Dette gjøres som angitt i kapittel 4.7.4. Når innløpskonsentrasjonen til første segment er beregnet, går man inn i punkt 9 i prosedyren over. Når man kommer til punkt 15 i prosedyren, beregnes Ct-verdien for reaksjonstanken som summen av Ct-verdiene for alle segmentene i reaksjonstanken, for eksempel for 3 segment blir det:

$$C \cdot t_r = (C_{ut-r-3} / k)(e^{k \cdot t_{r3}} - 1) + (C_{ut-r-2} / k)(e^{k \cdot t_{r2}} - 1) + (C_{ut-r-1} / k)(e^{k \cdot t_{r1}} - 1)$$

eller

$$C \cdot t_r = (C_{ut-r-3} / k)(e^{k \cdot (t_{r1}+t_{r2}+t_{r3})} - 1)$$

Dersom også ozonkontakttanken inneholder flere segment, beregner man i punkt 10 i stedet innløpskonsentrasjonen til siste segment som er lik utløpskonsentrasjonen til nest siste segment. Deretter beregnes innløpskonsentrasjonen til nest siste segment som igjen

er utløpskonsentrasjonen til tredje siste segment, osv. Dette gjøres som angitt i kapittel 4.7.4. Når innløpskonsentrasjonen til første segment er beregnet, dvs. at man har beregnet tenkt initialkonsentrasjon ($C_i = C_{\text{inn-k-1}}$), går man inn i punkt 11 i prosedyren over. Effektiv konsentrasjon ($C_{\text{eff-k}}$) bestemmes på samme måte som i punkt 13, men basert på utløpskonsentrasjonen fra siste segment i kontakttanken ($C_{\text{ut-k-3}}$).

Ct-verdien for kontakttanken bestemmes ved å betrakte alle segmentene under ett:

$$C \cdot tk = C_{\text{eff-k}} \cdot (tk1 + tk2 + tk3)$$

Den totale Ct blir da summen av Ct for alle segmentene i kontakttanken og reaksjonstanken:

$$C \cdot t = [C_{\text{eff-k}} \cdot (tk1 + tk2 + tk3)] + [(C_{\text{ut-r-3}} / k)(e^{k \cdot (tr1+tr2+tr3)} - 1)]$$

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 4.5
3. Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstant (k) for ozon ved hjelp av beregningsmodellene for IF og k basert på valgt ozondose og vannets pH og TOC-innhold.
4. Velg antall segment i reaksjonstanken og kontakttanken.
 - Kan være fra ett til så mange segment man måtte ønske i hver tank.
 - Ulike deler av anlegget kan betraktes som ulike segment, inklusive ledningsnett fram til første forbruker.
 - I dette eksempelet er det benyttet kun ett segment i hver av tankene.
5. Velg volum og utforming for hver tank og hvert av reaktorsegmentene.
6. Beregn effektiv kontakttid for hvert av reaktorsegmentene i begge tankene (kontakttanken og reaksjonstanken) basert på t_{10} eller hydraulisk faktor (t_{10}/T)
 - Dvs. at effektiv tid i kontakttanken (tk) og reaksjonstanken (tr) beregnes.
7. Beregn tenkt initialkonsentrasjon: $C_i = (C_{\text{dose}} - \text{IF}) / k_{\text{overf}}$
8. Beregn utløpskonsentrasjonen fra ozonkontakttanken: $C_{\text{ut-k}} = C_i \cdot e^{-k \cdot tk}$
9. Innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken ($C_{\text{inn-r}}$) er lik utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken ($C_{\text{ut-k}}$)
10. Beregn utløpskonsentrasjonen fra ozonreaksjonstanken: $C_{\text{ut-r}} = C_{\text{inn-r}} \cdot e^{-k \cdot tr}$
11. Sjekk at beregnet utløpskonsentrasjon fra reaksjonstanken ($C_{\text{ut-r}}$) 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 12.
12. Bestem effektiv konsentrasjon i kontakttanken ($C_{\text{eff-k}}$) basert på utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken ($C_{\text{ut-k}}$) og tabell 4.6.
13. Beregn Ct-verdi for kontakttanken: $C \cdot tk = C_{\text{eff-k}} \cdot tk$
14. Beregn Ct-verdi for reaksjonstanken: $C \cdot tr = (C_{\text{inn-r}} / k) (1 - e^{-k \cdot tr})$
15. Beregn den totale Ct-verdi som summen av Ct-verdien for kontakttanken og reaksjonstanken: $C \cdot t = [C \cdot tk] + [C \cdot tr] = [C_{\text{eff-k}} \cdot tk] + [(C_{\text{inn-r}} / k) (1 - e^{-k \cdot tr})]$
16. Sammenlign beregnet Ct-verdi med dimensjonerende Ct-verdi for ønsket grad av inaktivering i tabell 4.1.
17. Hvis sammenligningen er ok, avsluttes beregningene. Hvis ikke gjentas beregningene med nye valg i punkt 1, 2 og 3.

Dersom ozonkontakttanken inneholder flere segment, beregner man i punkt 8 i stedet utløpskonsentrasjonen fra første segment som er lik innløpskonsentrasjonen til andre

segment. Deretter beregnes utløpskonsentrasjonen fra andre segment som igjen er innløpskonsentrasjonen til tredje segment, osv. Dette gjøres som angitt i kapittel 4.7.4. Når utløpskonsentrasjonen fra siste segment er beregnet, går man inn i punkt 9 i prosedyren over. Effektiv konsentrasjon ($C_{\text{eff-k}}$) bestemmes på samme måte som i punkt 12, men basert på utløpskonsentrasjonen fra siste segment i kontakttanken ($C_{\text{ut-k-3}}$).

Ct-verdien for kontakttanken bestemmes ved å betrakte alle segmentene under ett:

$$C \cdot tk = C_{\text{eff-k}} \cdot (tk1 + tk2 + tk3)$$

Dersom også ozonreaksjonstanken består av flere segment, blir beregningene tilsvarende som i prosedyren over, men i punkt 10 beregnes i stedet utløpskonsentrasjonen fra første segment som er lik innløpskonsentrasjonen til andre segment. Deretter beregnes utløpskonsentrasjonen fra andre segment som igjen er innløpskonsentrasjonen til tredje segment, osv. Dette gjøres som angitt i kapittel 4.7.4. Når utløpskonsentrasjonen fra siste segment er beregnet, går man inn i punkt 11 i prosedyren over. Når man kommer til punkt 14 i prosedyren, beregnes Ct-verdien som summen av Ct-verdiene for alle reaktorsegmentene, for eksempel for 3 segment blir det:

$$C \cdot tr = (C_{\text{inn-r-1}} / k)(1 - e^{-k \cdot tr1}) + (C_{\text{ut-r-1}} / k)(1 - e^{-k \cdot tr2}) + (C_{\text{ut-r-2}} / k)(1 - e^{-k \cdot tr3})$$

eller

$$C \cdot tr = (C_{\text{inn-r-1}} / k)(1 - e^{-k \cdot (tr1+tr2+tr3)})$$

Den totale Ct-verdien blir da summen av Ct-verdiene for alle segmentene i kontakttanken og reaksjonstanken, for eksempel:

$$C \cdot t = [C_{\text{eff-k}} \cdot (tk1 + tk2 + tk3)] + [(C_{\text{inn-r-1}} / k)(1 - e^{-k \cdot (tr1+tr2+tr3)})]$$

4.7.6.3 Fremgangsmåte ved dimensjonering av kapasiteten av doseringsutstyret

Normalt ønsker man å dimensjonere doseringsutstyret for en dårligere vannkvalitet enn hva reaktorvolumet er dimensjonert for. Det vil i praksis si at det bør dimensjoneres for råvannskvaliteten.

Prosedyren for dimensjonering av doseringsutstyr blir da en fortsettelse av prosedyren for dimensjonering av reaktorvolum over, og består av følgende:

1. Velg ønsket utløpskonsentrasjon reaksjonstanken (restozonkonsentrasjon), $C_{\text{ut-r}}$.
 - 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 krisesituasjon.
 - Velg en dimensjonerende vannkvalitet (mhp pH og TOC) for doseringsutstyret.
2. Normalt vil man velge råvannskvaliteten, evt. verste forekommende råvannskvalitet.
3. Anta en dose
4. Bestem ozonoverføringsgraden (k_{overf}) basert på type innblandingsenhet og tabell 4.5
5. Bestem initialforbruket (IF) og nedbrytningskonstant (k) fra beregningsmodellene basert på antatt dose og dimensjonerende pH og TOC-innhold.
6. Beregn innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanktanken: $C_{\text{inn-r}} = C_{\text{ut-r}} / e^{-k \cdot tr}$
7. Utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken ($C_{\text{ut-k}}$) er lik innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken ($C_{\text{inn-r}}$)
8. Beregn tenkt innløpskonsentrasjon til kontakttanken: $C_{\text{inn-k}} = C_{\text{ut-k}} / e^{-k \cdot tk}$
9. Tenkt innløpskonsentrasjon til kontakttanken ($C_{\text{inn-k}}$) er lik tenkt initialkonsentrasjon (C_i)
10. Beregn dosen: $C_{\text{dose}} = (C_i + IF) / k_{\text{overf}}$
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

4.8. Bestemmelse av endelig inaktiveringsgrad 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 inaktiveringsgraden i sluttdesinfeksjonen er tilstrekkelig.

Ved beregning av log-inaktivering med kjemiske desinfeksjonsmetoder kan man ved høye doser, for eksempel slike som man vil ha når ozonering benyttes for fargefjerning i anlegg for ozonering/biofiltering, komme opp i svært høye verdier for log inaktivering, spesielt for bakterier og virus. I denne veiledningen har man lagt seg på den linje at det finnes en maksimalt oppnåelig log-kreditt for ulike barrieretiltak (se for eksempel tabell 3.3 i veiledningen). Det er rimelig at dette prinsippet også gjøres gjeldende for desinfeksjonsmetodene. Derfor settes:

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

Tabell 4.7 angir sikkerhetstiltak som man normalt vil ha etablert for det kjemiske desinfeksjonsanlegget. Dersom man ikke har etablert ett eller flere av disse sikkerhetstiltakene, skal man gjøre et fratrekk i den Ct-beregnete (evt. maksimale) inaktiveringsgraden som angitt i tabell 4.7.

Man tar utgangspunkt i den Ct-beregnete (evt maksimale) inaktiveringsgraden. Deretter vurderer man sikkerhetstiltak i hovedkategoriene A, B, C som er beskrevet i tabell 4.7, det vil si:

- 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 gis et maksimalt fratrekk i log inaktivering (i forhold til den Ct-beregnete evt. maksimale) for manglende sikkerhetstiltak (se tabell 4.7). Ettersom den Ct-beregnete inaktiveringen er forskjellig fra anlegg til anlegg, angis fratrekket som prosent av Ct-beregnet (evt. maksimale) log inaktivering.

Tabell 4.7. *Fratrekk i Ct-beregnet (evt. maksimal) inaktiveringsgrad (i %) ved kjemiske desinfeksjonsmetoder for hovedkategorier av mulige tiltak (A, B og C), samt kreditt (i % av inaktiveringsgrad) for faktisk gjennomførte tiltak (nummerert 1-3) innen hver hovedkategori*

Tiltak	% av Ct-beregnet (evt. maksimal) inaktiveringsgrad ¹⁾
A) Tiltak ved kortvarig doseringsbortfall av kjemisk desinfeksjonsmiddel:	
Manglende tiltak gir maksimalt fratrekk på	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 doseringsutstyr	5 %
B) Tiltak for å redusere risikoen for doseringsbortfall av kjemisk desinfeksjonsmiddel:	
Manglende tiltak gir maksimalt fratrekk på	15 %
1. Nødstrømsaggregat installert	10 %
2. Reserve doseringsutstyr for desinfeksjon installert	5 %
3. Utjevningsvolum (plassert etter desinfeksjonsanlegget) som kan tilfredsstillende vannbehovet når vannproduksjonen stoppes ved doseringsbortfall (Rentvannstank, høydebasseng eller lign. med volum for minst 12 timers forsyning)	10 %
C) Andre tiltak:	
Manglende tiltak gir maksimalt fratrekk på	10 %
1. Tilfredsstillende måleutstyr installert (Restklor/restozon)	5 %
2. Lager med kritisk reserveutstyr (klordoseringspumper, ozonelektroder, sirkulasjonspumpe, målelektroder etc.)	5 %
3. Tilfredsstillende rutiner for rengjøring, kontroll og kalibrering av sensorer for måling av restklor og -ozon (minimum månedlig kontroll/kalibrering)	5 %

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

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 4.7 – begge i form av prosent av beregnet (evt. maksimal inaktivering). Verdiene for faktiske gjennomførte tiltak i tabell 4.7 (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 4.7 og en viss grad av skjønn må utøves.

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

4.9. UV bestråling

Desinfeksjon med UV er beskrevet i kapittel 2.6. Ettersom dimensjonering og drift av UV-bestrålingsanlegg er annerledes enn anlegg basert på kjemiske desinfeksjonsmetoder, må metoden behandles noe annerledes enn med kjemiske desinfeksjonsmetoder.

4.9.1. 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 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.
 - $D = I \cdot t$
 - $1 \text{ mWs}/\text{cm}^2 = 1 \text{ mJ}/\text{cm}^2 = 10 \text{ J}/\text{m}^2$

Når biodosimetrisk dose angis er imidlertid dosen bestemt indirekte ved å sammenholde målt log inaktivering av en testorganisme i den aktuelle UV-reaktoren med en laboratoriemålt dose-respons kurve for samme organismen (se nedenfor).

I Norge er situasjonen den at alle UV-aggregater som benyttes ved norske vannverk, har vært igjennom en typegodkjenning ved Folkehelseinstituttet. Denne ordningen, som ble etablert allerede tidlig på 1970-tallet, har til hensikt å sikre at de UV-aggregater som installeres ved norske vannverk, oppfyller visse minimumskrav med hensyn til desinfeksjonseffekt og kontroll-/overvåkingsutstyr. Ved typegodkjenning foretas kapasitetsberegning av UV-aggregater for å sikre at vannet blir utsatt for en tilstrekkelig høy UV-dose ved passering gjennom aggregatets bestrålingskammer.

Veilederen til den norske drikkevannsforskriften angir følgende dosekriterier for UV bestråling:

- En dose på $> 30 \text{ mJ}/\text{cm}^2$ 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 oppnådd punktdoser som integreres til en gjennomsnittsdose, jfr. eksisterende ordning i Norge.
- En dose på $> 40 \text{ mJ}/\text{cm}^2$ 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.

I en biodosimeter test sammenholdes den log-inaktivering som oppnås gjennom den aktuelle UV-reaktoren med en dose-respons kurve som er bestemt for den samme testorganismen under kontrollerte laboratorieforhold. Ved å gå inn på laboratoriekurven med den log-reduksjonen man oppnår i testreaktoren kan man så avlese den ekvivalente dosen UV-reaktoren har gitt (såkalt Reduksjons Ekvivalent Dose, RED). Den biodosimetriske testen består altså av en laboratoriedel for å bestemme dose-respons karakteristikken til testorganismen, og en fullskaladel der responsen i form av oppnådd inaktivering (log-reduksjon) av den doserte testorganismen måles under et definert sett av driftsforhold og

eksperimentelle betingelser. Beskrivelse av biodosimeter-testen er nærmere beskrevet i ODP I (Norsk Vann rapport 147-2006) og i UV-veilederen (Norsk Vann rapport 164-2008).

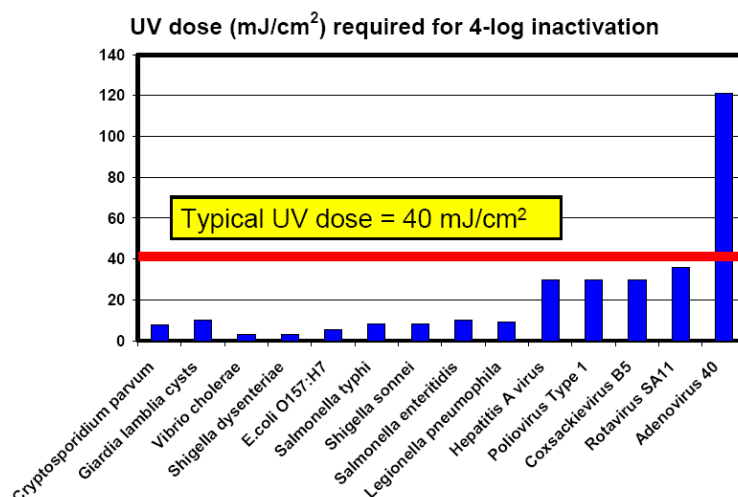
Tidligere var dosekravet 16 mJ/cm² (også kalt veggdosen), og flere eldre eksisterende anlegg i Norge er godkjent etter dette dosekravet. Denne dosen var teoretisk beregnet etter en formel som tok utgangspunkt i målt intensitet på det dårligst belyste punktet på innsiden av aggregatveggen lengst bort fra lampene. I følge Folkehelseinstituttet har det vist seg at anleggene, som tidligere var godkjent for dose 16 mJ/cm² (veggdose), i praksis har en ytelse som ligger nær eller over 30 mJ/cm² som gjennomsnittsdose. Disse anleggene har derfor beholdt sin godkjenning i forhold til 30 mJ/cm² gjennomsnittsdose.

Tabell 4.8 (USEPA 2006) viser den minste UV-dose som USEPA tar utgangspunkt i for å bestemme dose-kravet for å inaktivere *Cryptosporidium*, *Giardia* og virus. Nødvendig reduksjonsekvivalent dose (RED) finnes ved å multiplisere verdiene i tabell 4.8 med en valideringsfaktor større enn 1, noe som innebærer at dosekravet for det enkelte anlegg i praksis vil være høyere enn det som er angitt. For å benytte tabell 4.8 kreves det imidlertid en omfattende vurdering av biodosimeter dataene.

Tabell 4.8. Minste UV-dose (mJ/cm²) for ulik 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
<i>Cryptosporidium</i>	1.6	2.5	3.9	5.8	8.5	12	15	22
<i>Giardia</i>	1.5	2.1	3.0	5.2	7.7	11	15	22
Virus	39	58	79	100	121	143	163	186

Tabell 4.8 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. Fra figur 4.8 (Templeton, 2008), som angir anvendt dose for å nå 4 log inaktivering basert på laboratorieforsøk, ser man imidlertid at dosen er mye lavere for å inaktivere andre vanlig forekommende virus enn *Adenovirus*, selv om dosen for å inaktivere virus generelt er vesentlig høyere enn for å inaktivere *Giardia*, *Cryptosporidium* og bakterier.



Figur 4.8. Nødvendig UV-dose for å oppnå 4-log inaktivering av noen utvalgte typer mikroorganismer i laboratorieforsøk (Templeton, 2008).

Det er imidlertid viktig å være oppmerksom på dataene i figur 4.8 er forskningsresultater og derfor ikke inneholder noen sikkerhetsfaktorer slik som dataene i tabell 4.8. De kan derfor heller ikke sammenlignes med disse eller legges direkte til grunn for et dosekrav ved den

angitte inaktivering. Figur 4.8 er kun vist for å illustrere forskjellen i nødvendige doser for å inaktivere *Adenovirus* og andre patogene virus, samt forskjellen mellom virus og vanlige patogene bakterier og parasitter.

I veiledningen til den norske drikkevannsforskriften har man angitt at en log inaktivering på $3b + 3v + 2p$ i vannbehandlingen er tilstrekkelig for å oppnå én hygienisk barriere. Samtidig har myndighetene godkjent anlegg dimensjonert for en dose på 30 mJ/cm^2 , noe som innebærer at myndighetene har ansett at anlegg dimensjonert for 30 mJ/cm^2 gir en log inaktivering på (minst) $3b + 3v + 2p$. Dersom man sammenligner dette med de amerikanske krav som framkommer fra tabell 4.8, samt den laboratoriebestemte, nødvendige dose for å oppnå 4 log inaktivering i figur 4.8, ser man imidlertid at en slik definering er konservativ for bakterier og parasitter (*Giardia* og *Cryptosporidium*). For virus er derimot en dose på 30 mJ/cm^2 for lav til å sikre 3 log inaktivering i henhold til tabell 4.8. Dette skyldes, som nevnt, at det er de svært UV resistente Adenovirus som legges til grunn for virus-kravet i USA.

For andre patogene virus som forekommer, er normalt en dose på 30 mJ/cm^2 tilnærmet tilstrekkelig til å oppnå 3 log inaktivering (figur 4.8). Folkehelseinstituttet i Norge har imidlertid ikke lagt *Adenovirus* til grunn og derfor synes det heller ikke riktig å gjøre det her. Selv om det kunne være naturlig (ut fra amerikansk praksis) å redusere verdien som er angitt for log inaktivering av virus, har vi dels pga Folkehelseinstituttets holdning og dels pga det faktum at det er svært mange godkjente anlegg i Norge som er dimensjonerte for 30 mJ/cm^2 , valgt å kreditere UV anlegg godkjent basert på en teoretisk gjennomsnittsdose på 30 mJ/cm^2 med en maksimal log inaktivering på $3b + 3v + 2p$. Pga den gode inaktiveringseffektiviteten overfor parasitter kunne vi muligens her angitt 3 log for parasitter, men pga det som er nevnt over om norsk praksis, gjør vi ikke det.

Når det gjelder anlegg basert på en biodosimetrisk bestemt dose på 40 mJ/cm^2 , bør krediteringen være høyere både pga høyere dose og pga en sikrere bestemmelse av dosen. Her synes vi dessuten det er riktig å belønne den gode inaktiveringseffekten overfor parasitter. Vi har derfor valgt å kreditere slike anlegg for en maksimal log inaktivering på $4b + 3,5v + 4p$.

Valgene av maksimal inaktiveringskreditt (se tabell 4.9) er altså gjort ut fra følgende grunner:

- Det finnes en rekke godkjente anlegg i Norge som er prosjektert for en teoretisk gjennomsnittsdose på 30 mJ/cm^2
- Ved kreditering av en teoretisk gjennomsnittsdose bør det legges inn en større sikkerhetsfaktor enn når man krediterer en biodosimetrisk bestemt dose.
- Siden UV er mindre effektivt overfor virus enn overfor bakterier og parasitter, bør dette gjenspeiles i krediteringen og spesielt bør UV-bestrålingens gode effektivitet overfor parasitter belønnes.

Det er et spørsmål hvordan man skal vurdere eldre UV anlegg som i Norge er godkjent med en veggdose på 16 mJ/cm^2 . Ideelt burde disse valideres "on site" (på tilsvarende måte som en biodosimetrisk validering i laboratorium), og gis den log inaktiverings kreditt som denne valideringen resulterte i, slik man har praksis for i for eksempel USA. Det samme kunne man for så vidt også tenke seg at man gjorde for UV anlegg som er godkjent basert på en beregnet gjennomsnittsdose på 30 mJ/cm^2 . På denne måten kunne man da sette som et krav for at UV anlegg, gamle som nye, skulle kunne gis log inaktiverings kreditt avhengig av at det ble biodosimetrisk validert enten i laboratorium eller "on site". Nasjonalt folkehelseinstitutt har imidlertid uttalt at en praksis med "on site" biodosimetrisk validering er lite ønskelig i Norge da det vil være svært resurskrevende og kostbart (Norsk Vann rapport 164-2008). Siden det i tillegg også hevdes at en veggdose på 16 mJ/cm^2 i praksis har en ytelse som ligger nær eller over dose 30 mJ/cm^2 som gjennomsnittsdose (Norsk Vann rapport 164-2008), er det naturlig at gamle godkjente anlegg med veggdose på 16

mJ/cm² i utgangspunktet også krediteres en maksimal log inaktivering lik den som krediteres anlegg med gjennomsnittsdose på 30 mJ/cm².

4.9.2. 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.

Et UV anlegg, avhengig av typen, forutsettes i denne veiledningen å ha en maksimal inaktiveringsgrad som er angitt i tabell 4.9 (se avsnitt 4.9.1 ovenfor for nærmere forklaring av bakgrunnen for tallene).

Tabell 4.9 Maksimal inaktiveringsgrad for godkjente UV anlegg med ulik dose.

40 mJ/cm ² bestemt biodosimetrisk	4b + 3,5v + 4p
30 mJ/cm ² som beregnet gjennomsnittsdose	3b + 3v + 2p
15-20 mJ/cm ² som veggdose	3b + 3v + 2p

Deretter tar man utgangspunkt i hovedkategoriene A, B, C og D (se under) for tiltak som er beskrevet i tabell 4.10, det vil si:

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

Hver av disse hovedkategoriene gis et maksimalt fratrekk i inaktiveringsgrad for manglende tiltak (se tabell 4.10) som i utgangspunktet ble gitt i henhold til tabell 4.9. Ettersom den maksimale inaktiveringsgraden er forskjellig for ulike typer av anlegg, angis fratrekket som prosent av maksimal inaktiveringsgrad. For manglende A-tiltak (se tabell 4.10) 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 0,3b + 0,3v + 0,2p for anlegg dimensjonert for 30 mJ/cm².

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 4.10 – begge i form av prosent av maksimal log inaktiveringskreditt.

Verdiene for faktiske gjennomførte tiltak i tabell 4.10 (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 4.10 og en viss grad av skjønn må utøves. 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 gjeldende hovedkategori. Likeledes kan ikke summen av netto fratrekk (dvs. fratrekk for en gitt hovedkategori av mulige tiltak samt tillegg for faktiske gjennomførte tiltak innen hovedkategorien) for alle hoved-kategoriene bli større enn den maksimale log kreditt anlegget er tilegnet i henhold til tabell 4.9.

Tabell 4.10. Fratreck i inaktiveringsgrad (i % av maksimal inaktiveringsgrad) for hovedkategorier av mulige tiltak (henholdsvis A, B, C og D), samt kreditt (i % av maksimal inaktiveringsgrad) for faktiske, gjennomførte tiltak (nummerert fra 1-7) innen hver kategori.

Tiltak	% av maksimal inaktiveringsgrad (tabell 4.9) ¹⁾
A) Tiltak ved kortvarig bortfall av- eller redusert effekt på UV anlegget:	
Manglende tiltak gir maksimalt fratrekk på	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) Tiltak for å redusere risikoen for bortfall av- eller redusert effekt på UV anlegget:	
Manglende tiltak gir maksimalt fratrekk på	20 %
1. UPS installert	10 %
2. Nødstrømsaggregat installert	10%
3. Dokumentasjon av god kvalitet på strømforsyningen	5 %
C) Andre dimensjonerende tiltak:	
Manglende tiltak gir maksimalt fratrekk på	30 %
1. Inndeling i reaktorer slik at man kan opprettholde full forsyning ved bortfall av en (For eksempel 2 reaktorer á 100% kapasitet, 3 reaktorer á 50% kapasitet, osv)	5 %
2. Separat vannmengdemåling for hver UV reaktor (for å sikre god hydraulisk kontroll)	10 %
3. Råvannskvalitet lagt til grunn ved dimensjonering (Basert på tilstrekkelig dokumentasjon til å avdekke evt. sesongvariasjoner)	5 %
4. Tilfredsstillende måleutstyr installert UV intensitet sensorer riktig plassert, UV transmisjonsmåler	5 %
5. Utjevningsvolum plassert etter UV-anlegg (Rentvannstank, høydebasseng eller lign. med volum for minst 12 timers forsyning)	10 %
6. Reserve desinfeksjonsanlegg installert	5 %
D) Andre driftsmessige tiltak:	
Manglende tiltak gir maksimalt fratrekk på	30 %
1. Lager med kritisk reserveutstyr (Kvartsrør, lamper, o-ringer, viskerdrivverk, ballaster, ballastvifte, UV sensorer, referansesensor og evt. transmisjonsmåler)	5 %
2. Automatisk stans i all vannproduksjon i forbindelse med oppstart av UV aggregat (Stans inntil full kapasitet er oppnådd, dvs. i henhold til tabell 2.1)	10 %
3. God dosekontroll (Basert på set-punkter UV intensitet, vannføring, evt. UV transmisjon og lamper i drift) (Empirisk ligning for doseberegning basert på UV intensitet, vannføring, evt. UV transmisjon og lampestatus)	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 (minimum månedlig kontroll/kalibrering med referansesensor, årlig kalibrering av referansesensor)	5 %
7. Driftsdokumentasjon i form av varighetskurver ²⁾	5 %

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

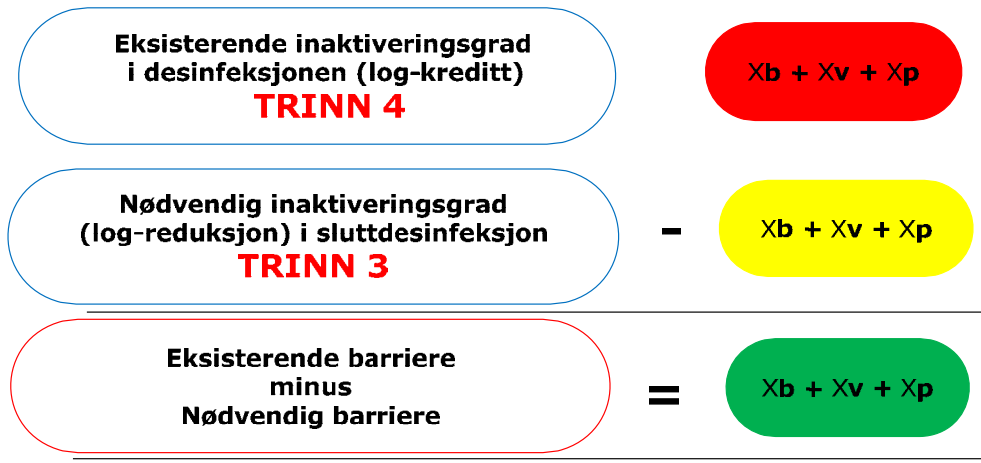
2) Med varighetskurver menes kurver over beregnet dose som funksjon av % av tiden (Norsk Vann Rapport 164/2008). Slike varighetskurver kan være et godt hjelpemiddel for å vurdere driftstilstanden sannsynlighet for svikt i barrierefunksjonen.

Ved bruk av tabell 4.9 og 4.10 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.

4.10. Bestemme om barrierehøyden er tilfredsstillende

Når eksisterende inaktiveringsgrad i desinfeksjonstrinnet er bestemt sammenholdes dette med den nødvendige inaktiveringsgraden i sluttdesinfeksjonen funnet gjennom bruk av prosedyren for god desinfeksjonspraksis som vist i figur 4.9.

TRINN 5: BESTEMME OM BARRIEREHØYDEN ER DEKKET



Figur 4.9. Trinn 5 i prosedyren for god desinfeksjonspraksis

Hvis eksisterende desinfeksjonstrinn ikke gir like stor eller større inaktivering enn det som er funnet som nødvendig inaktivering i sluttdesinfeksjonen, har ikke vannverket de nødvendige hygieniske barrierene. Vannverket må da vurdere hvilke tiltak som må gjennomføres for å oppnå tilfredsstillende barrierer (se figur 3.1.). En slik vurdering vil kunne bestå i en gjennomgang av de ulike trinnene i prosedyren for god desinfeksjonspraksis for å se hvor eventuelle tiltak kan gi størst effekt. Når tiltakene er iverksatt gjennomføres prosedyren på nytt for å verifisere virkningen av tiltakene.

5. Eksempler på bruk av denne veiledningen

I det følgende skal vi gjennomgå et tenkt vannverk, for å vise eksempler på bruk av prosedyre og verktøykasse i GDP-veiledningen.

5.1. Beskrivelse av eksempel-vannverket

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 tillatt med utslipp fra mindre avløpsanlegg forutsatt at disse sørger for 99,9 % fjerning av bakterier.

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, Vannsjø vannverk, Vannby

År	Indikator	Antall prøver	Ant. positive	% positive	Middelverdi antall/100 ml	Høyeste verdi reg. ant/100ml
2005	<i>E. coli</i>	51	8	15,7	0,18	3
	<i>Clostridium perfringens</i>	51	11	21,6	0,24	2
2006	<i>E. coli</i>	52	13	25,0	1,10	14
	<i>Clostridium perfringens</i>	6	2	33,3	0,67	3
2007	<i>E. coli</i>	52	3	5,8	0,06	1
	<i>Clostridium perfringens.</i>	9	3	33,3	0,33	1
2008	<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

Vannverket har i dag 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 tilsetting av natriumhypokloritt (NaOCl). Rentvannsbassenget, 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 mg Cl₂/l ved utløpet av rentvannsbassenget (etter 30 min teoretisk oppholdstid). Ved normal råvannskvalitet ligget doseringen typisk på 0,5 – 0,7 mg Cl₂/l.

5.2. Beskrivelse av planlagte barrieretiltak

Vannby 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 GDP-veiledningen utgitt av Norsk Vann. Man har derfor iverksatt en rekke tiltak og planlegger nye tiltak. Barrieretiltakene gjennomgås i det følgende.

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 nedslagsfelt og kilde
3. Det etableres en overvåkning av råvannskvalitet som er av samme omfang som overvåkningen av nettvann

5.2.2. Utvidet risikobasert kartleggingsprogram mht mikrobiologiske parametre

Det er gjennomført et utvidet, risikobasert kartleggingsprogram i 2008 med 24 prøver over året, tatt etter de anvisninger som er gitt i GDP-veiledningens avsnitt 3.3.3. Resultatet av det utvidede prøveprogram som ble gjennomført i 2008 er gitt i tabell 5.2.

5.2.3. Planlagte vannbehandlingstiltak

Det er besluttet å etablere et anlegg for UV-desinfeksjon i vannbehandlingsanlegget. Kloranlegget vil bli opprettholdt inntil videre.

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 bygge om vannbehandlingen. To ulike alternativer utredes:

1. Kalsiumkarbonatfiltrene ombygges til tre-media filtre ved at sand- og antrasittlag legges på toppen av dagens kalsiumkarbonat og koagulering før filtrene etableres (Moldeprosessen)
2. Råvannet ozoneres før dagens kalsiumkarbonatfiltre som da benyttes for biofilter i tillegg til å være et korrosjonskontrollfilter

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

Tabell 5.2 Resultater av utvidet prøveprogram i 2008, Vannsjø vannverk, Vannby

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
Median	4	1	0	0	0
% > 10 EC	37,5				
% > 3 CP		33,3			
% > 0,01 P			20,8	16,7	25

5.3. Gjennomgang av prosedyre for bestemmelse av barrieresituasjonen i dagens vannverk

5.3.1. Vannkvalitetsnivå

Vi bruker fig. 3.2 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 2008. 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 fig. 3.2 leder oss da fram til av vannkvalitetsnivået for vannkilden blir Da.

5.3.2. Barrierehøyde

Anlegget har 20.600 personer tilknyttet og med kvalitetsnivå Da i råvannskilden innebærer dette ifølge tabell 3.2 i veiledningen en barrierehøyde på: $6,0b + 6,0v + 4,0p$

5.3.3. Log-kreditt tiltak i nedslagsfeltet

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

For planlagt oppgradering av tiltak i nedslagsfelt og kilde (basert på allerede besluttede tiltak) gis det følgende log-kreditt:

1. Sanering av kloakkutslipp: $1,5b + 1,5v + 1,0p$
2. Lokal forskrift vedr. aktiviteter i nedslagsfelt og kilde: $0,75b + 0,75v + 0,5p$
3. Utvidet overvåkning av råvannskvalitet: $0,25b + 0,25v + 0,25p$

Summert log-kreditt for nye tiltak i vannkilde og nedslagsfelt blir: $2,5b + 2,5v + 1,75p$.

5.3.4. Log-kreditt i dagens vannbehandling utover sluttdeinfeksjonen (klorering)

Dagens anlegg (ikke inkludert kloreringen som i dag er sluttdeinfeksjon):

Log-kreditt: $0,5b + 0,25v + 0,5p$ (for marmorfilteret)

5.3.5. Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen med dagens vannbehandlingsanlegg

I dagens anlegg:

Barrierehøyde:	$6,00b + 6,00v + 4,00p$
- Log-kreditt knyttet til vannkilde og nedslagsfelt	$0,00b + 0,00v + 0,00p$
- Log-kreditt knyttet til vannbehandling	<u>$0,50b + 0,25v + 0,50p$</u>
= Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen	$5,50b + 5,75v + 3,50p$

Med oppgraderte tiltak i nedslagsfelt og kilde:

Barrierehøyde:	$6,00b + 6,00v + 4,00p$
- Log-kreditt knyttet til vannkilde og nedslagsfelt	$2,50b + 2,50v + 1,75p$
- Log-kreditt knyttet til vannbehandling	<u>$0,50b + 0,25v + 0,50p$</u>
= Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen	$3,00b + 3,25v + 1,75p$

Selv om det er åpenbart at nåværende kloreringsanlegg ikke vil gi tilstrekkelig barriereeffekt verken med eller uten de vedtatte nye barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde, skal vi i det følgende benytte "verktøykassa" for å vurdere hvilken barriereeffekt kloreringen har.

5.4. Bruk av verktøykassa for å vurdere barriereeffekten av dagens kloreringsanlegg

Log-kreditt for kloreringen beregnes på grunnlag av "verktøykassa" (se kapittel 4 i veiledningen). Det forutsettes at kloranlegget ikke har mangler som skulle tilsi "kredittfratrekk" (se kapittel 4.8) i forhold til den inaktiveringsgrad som bestemmes gjennom Ct-beregningen.

5.4.1. Dimensjonerende temperatur, pH og TOC-innhold

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

5.4.2. Dimensjonerende Ct-verdier

I henhold til tabell 4.1 er da dimensjonerende Ct-verdier:

- 2,0 mg min/l for 3 log inaktivering av bakterier
- 8,0 mg min/l for 3 log inaktivering av virus
- Klorering gir så lav inaktivering av parasitter at de ikke er angitt i tabell 4.1

5.4.3. Effektiv oppholdstid i klorkontaktbassenget

Rentvannsbassenget, 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, men for øvrig ingen ledevegger i bassenget.

I henhold til tabell 4.2, blir da:

- Hydraulisk faktor: $0,5 \cdot 1,5 = 0,75$
- Effektiv oppholdstid (i Ct-beregningen) = $30 \text{ min} \cdot 0,75 = 22,5 \text{ min}$.

5.4.4. Bestemmelse av initialforbruk og nedbrytningskonstant

TOC-innholdet i vannet som kloreres er i middel 3 mg TOC/l og klordoseringen er normal 0,5 – 0,7 mg Cl₂/l. Vi tar her utgangspunkt i 0,6 mg Cl₂/l ved bestemmelse av initialforbruk. Dette gir i henhold til avsnitt 4.4.2.2:

- Initialforbruk, IF:
 $0,06 \cdot \text{TOC} + 0,36 \cdot \text{Dose} + 0,08 \cdot C_{\text{Dose}}/\text{TOC} - 0,12$
 $0,06 \cdot 3,0 + 0,36 \cdot 0,6 + 0,08 \cdot 0,6/3,0 - 0,12 = 0,29 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$
- Dvs : $C_i = 0,6 - 0,29 = 0,31 \text{ mg Cl}_2/\text{l}$
- Nedbrytningskonstant, k:
 $0,013 \cdot \text{TOC} - 0,040 \cdot C_i - 0,010 \cdot C_i/\text{TOC} + 0,029$
 $0,013 \cdot 3,0 - 0,040 \cdot 0,31 - 0,010 \cdot 0,31/3,0 + 0,029 = 0,054$

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 Cl₂/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.

5.4.5. Ct-beregning

Ct-beregningen baseres på en $t = t_{\text{eff}} = 22,5 \text{ min}$ og at restklorkonsentrasjonen er 0,05 mg Cl₂/l etter 30 min (dvs. etter $t = t_{\text{eff}} = 22,5 \text{ min}$)

Ct-beregning basert på utløpskonsentrasjonen og nedbrytningskonstanten (avsnitt 4.4.3):

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

kontroll:

Ct-beregning basert på initialkonsentrasjonen og restklorkonsentrasjonen (avsnitt 4.4.3):

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

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

5.4.6. Bestemmelse av inaktiveringsgrad

For å beregne maksimal grad av inaktivering benyttes følgende formel (avsnitt 4.2.2):

$\log IA = n \cdot Ct_{\text{beregned}}/Ct_{\text{nødvendig}}$, der n er nødvendig log inaktivering knyttet til $Ct_{\text{nødvendig}}$

- Forventet inaktivering bakterier : $\log IA_{\text{bakt}} = 3 \cdot 3,2/2 = 4,8$
- Forventet inaktivering virus : $\log IA_{\text{virus}} = 3 \cdot 3,2/8 = 1,2$
- Forventet inaktivering parasitter : ~ 0 , dvs. $< 1,5$

Vi forutsetter her at tilfredsstillende sikkerhetstiltak knyttet til doseringsutstyret for klor er på plass (avsnitt 4.8) og at det derfor ikke kommer noe til fratrekk i inaktiveringsgraden, men i henhold til avsnitt 4.8 er den maksimale inaktiveringsgraden ved klorering $4b + 4v + 3p$, noe som innebærer endelig inaktiveringsgrad for kloreringsanlegget: $4,0b + 1,2v + 0p$

5.4.7. Vurdering av barriereeffekten av sluttdeinfeksjonen i dagens anlegg

Over viste vi at nødvendig inaktiveringsgrad for sluttdeinfeksjonen var:

- Dagens situasjon $5,50b + 5,75v + 3,50p$
- Med oppgraderte barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde $3,00b + 3,25v + 1,75p$

Endelig inaktiveringsgrad for dagens kloreringsanlegg: $4,00b + 1,20v + 0,00p$

Det er altså åpenbart at dagens kloreringsanlegg ikke gir tilfredsstillende inaktiverings-effekt, verken i dagens situasjon eller i en situasjon der de vedtatte oppgraderte barriere-tiltak blir gjennomførte. Dette er da også bakgrunn for at vannverkseier har besluttet å oppgradere vannbehandlingsanlegget med et UV-anlegg. Det er dessuten vedtatt å utrede ytterligere vannbehandlingstiltak, dels for å møte utfordringen med økende fargetall i kilden og dels for å sikre ytterligere barrieretiltak.

I det følgende skal vi først se på hva etablering av et UV-anlegg vil innebære. Dette gir anledning til å demonstrere bestemmelse av log-kreditt ved UV-bestråling

5.5. Inaktiveringsgrad ved det planlagte UV-anlegget

Beregning av inaktiveringsgrad for UV-anlegg er beskrevet i avsnitt 4.9.2.

5.5.1. Beregning av inaktiveringsgrad for det planlagte UV-anlegget

Det planlegges et LP UV anlegg med godkjent dose på 40 mJ/cm^2 validert biodosimetrisk etter ÖNORM med følgende utstyrs- og driftskaraktistika (referanse til tabell 4.10):

- Har utstyr for automatisk stengning av vannproduksjon ved bortfall av- eller redusert effekt på UV anlegget (ref. pkt A1).
- Har ikke alarm (og start av reservedesinfeksjon) ved kortvarig bortfall av UV (ref. pkt A2)
- Har ikke UPS installert (ref, pkt B1)
- Har nødstrømsaggregat installert (ref. pkt B2).
- Har ikke dokumentasjon på hvordan strømforsyningen til anlegget er (ref. pkt B3)
- Er oppbygget med 3 reaktorer - hver med 50 % kapasitet (ref. pkt C1)
- Har separat vannmengdemåler på hver reaktor (ref. pkt. C2)
- Er dimensjonert for råvannskvalitet (ref. pkt C3)
- Er utstyrt med tilfredsstillende måleutstyr (ref. pkt. C4).
- Har rentvanns- /høydebasseng med volum for mer enn 12 timers forsyning (ref. pkt C5).
- Har ikke reservedesinfeksjonsutstyr (ref. pkt C6)
- Har lager med kritisk reserveutstyr (ref. pkt D1).
- Har ikke utstyr for automatisk stans i vannproduksjonen i forbindelse med oppstart av UV (ref. pkt D2)

- Er utstyrt med god dosekontroll basert på set-punkter (ref. pkt. D3).
- Har ikke utstyr for automatisk stans i vannproduksjonen ved drift utenfor valideringsområdet (ref. pkt D4)
- Har alarm hvis drift er utenfor valideringsområdet (ref. pkt D5).
- Har gode rutiner for rengjøring, kontroll og kalibrering av sensorer (månedlig kalibrering med referansesensor og årlig kalibrering av referansesensor)(ref. pkt D6).
- Har ikke driftsdokumentasjon i form av varighetskurver (ref. pkt D7)

Beregnet inaktiveringsgrad for UV-anlegget blir da som følger:

Maksimal inaktiveringsgrad (tabell 4.9) $+ [4,00b + 3,50v + 4,00p]$

Manglende A tiltak (tabell 4.10) - $0,10 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$

A1 tiltak (automatisk stengning)	$+0,10 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
A2 tiltak er ikke satt inn		
Sum A tiltak	$0,00 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	$- [0,00b + 0,00v + 0,00p]$

Manglende B tiltak (tabell 4.10) - $0,20 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$

B1 tiltak (UPS) er ikke satt inn		
B2 tiltak (nødstrøm)	$+0,10 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
B3 tiltak (strøm kval.) er ikke satt inn		
Sum B tiltak	$- 0,10 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	$- [0,40b + 0,35v + 0,40p]$

Manglende C tiltak (tabell 4.10) - $0,30 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$

C1 tiltak (antall reaktorer)	$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
C2 tiltak (hydraulisk kontroll)	$+0,10 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
C3 tiltak (dim. for råvannskvalitet)	$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
C4 tiltak (måleutstyr)	$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
C5 tiltak (rentvannsbasseng)	$+0,10 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
C6 tiltak ikke satt inn		
Sum C tiltak	$+ 0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	$+ [0,00b + 0,00v + 0,00p]^1$

Manglende D tiltak (tabell 4.10) - $0,30 \cdot [1,5b + 1,5v + 1,5p]$

D1 tiltak (reserveutstyr)	$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
D2 tiltak (stans) er ikke satt inn		
D3 tiltak (dose kontroll)	$+0,10 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
D4 tiltak (stans) er ikke satt inn		
D5 tiltak (alarm)	$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
D6 tiltak (sensor kontroll)	$+0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	
D7 tiltak (varighetskurver) har ikke		
Sum D tiltak	$- 0,05 \cdot [4,0b + 3,5v + 4,0p]$	$- [0,2 + 0,18v + 0,2p]$

Beregnet inaktiveringsgrad for UV-anlegget blir da $= 3,4b + 3,0v + 3,4p$

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.

5.5.2. Vurdering av barriereeffekt i vannverket når UV-anlegget er på plass

Over viste vi at nødvendig inaktiveringsgrad for sluttdeinfeksjonen var:

- Dagens situasjon $5,50b + 5,75v + 3,50p$
- Med oppgraderte barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde $3,00b + 3,25v + 1,75p$

Beregnet inaktiveringseffekt i sluttdeinfeksjonen

- I dagens kloreringsanlegg $4,0b + 1,2v + 0,0p$
- I planlagt UV-anlegg $3,4b + 3,0v + 3,4p$
- Dersom man beholder dagens klorering i tillegg til UV $7,4b + 4,2v + 3,4p$

Vi ser av dette at man både må;

1. gjennomføre vedtatte barrieretiltak i nedslagsfelt og kilde
2. etablere et UV-anlegg
3. opprettholde eksisterende kloranlegg

for å oppnå tilfredsstillende barriereeffekt for alle indikatorene. Det er riktignok slik at man er svært nær ved å klare seg uten kloreringen, men man mangler da ca 0,25 log på virus. Dette kunne man sannsynligvis klare å få til med en bedre driftsovervåking av råvannskvalitet eller vannbehandling eller andre barrieretiltak.

5.6. Analyse av oppgradering av vannbehandling

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 kalsiumkarbonat og koagulering før filtrene etableres (Moldeprosessen)
2. Råvannet ozoneres før dagens kalsiumkarbonatfiltre som da benyttes for biofilter i tillegg til å være et korrosjonskontrollfilter

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

5.6.1. Ombygging til Moldeprosessen (tre-mediafilter med koagulering)

I henhold til tabell 3.9 kan man få en log-kreditt på $3b + 2v + 2p$ dersom man i et anlegg klarer å opprettholde bedre utløpsturbiditet enn 0,2 NTU i middel og $3b + 3v + 2p$ dersom man har tilstrekkelig høy koagulantdosering og tilstrekkelig god overvåking til at man klarer en turbiditet i utløpet bedre enn 0,1 NTU og fargefjerning $> 70\%$ i minst 90 % av tiden.

Det siste er et svært strengt krav og vi forutsetter derfor her en log-kreditt på: $3b + 2v + 2p$ ettersom råvannet har relativt lavt fargetall og at det forutsettes at man ikke klarer 70 % fargereduksjon, som ville gitt $3v$.

Man kan imidlertid også få log-kreditt for tiltak for forbedret driftsovervåking av vannbehandlingen (se tabell 3.10). Det forutsettes her at anlegget utstyres med:

- kontinuerlig overvåking av turbiditet med alarm og manuell korrigering av driftssituasjonen ved overskridelse av grenseverdi som gir log-kreditt: $0,5b + 0,5v + 0,5p$
- automatisk igangsetting av nødstrømsaggregat ved bortfall av strømtilførsel som gir log-kreditt: $0,5b + 0,5v + 0,5p$

Total log-kreditt for tiltak i tilknytning til vannbehandling, inkludert overvåking blir da:

- $4,0b + 3,0b + 2,5p$

men maks log-kreditt for vannbehandling, inkludert overvåking er (se tabell 3.3):

- $3,0b + 3,0v + 3,0p$. Det betyr at man kan få $3,0 + 3,0 + 2,5$ i log-kreditt for vannbehandlingen.

5.6.1.1 Vurdering av barrieresituasjonen ved utbygging til Moldeprosessen

Barrierehøyde:

	$6,00b + 6,00v + 4,00p$
- Log-kreditt knyttet til vannkilde og nedslagsfelt	$2,50b + 2,50v + 1,75p$
- Log-kreditt knyttet til vannbehandling og overvåking	$3,00b + 3,00v + 2,50p$
= Nødvendig log-reduksjon i sluttdeinfeksjonen	$0,50b + 0,50v + (-)0,25p$

Beregnet inaktiveringsgrad i sluttedesinfeksjonen

- | | |
|---|--------------------|
| • I dagens kloreringsanlegg | 4,0b + 1,2v + 0,0p |
| • I planlagt UV-anlegg | 3,4b + 3,0v + 3,4p |
| • Dersom man beholder dagens klorering i tillegg til UV | 7,4b + 4,2v + 3,4p |

Vi ser altså at man vil klare kravet til inaktivering av bakterier og virus selv uten å bygge UV-anlegget, dersom man opprettholder kloreringsanlegget og bygger om vannbehandlingsanlegget til Moldeprosessen.

Dersom man alternativt bygger ut med både Moldeprosess og UV-anlegg vil man ligge godt på den sikre siden og det vil ikke være behov for opprettholdelse av kloreringsanlegget.

5.6.2. 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 kalsiumkarbonatfiltrene. 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.

5.6.2.1 Beskrivelse av anlegget

Råvannets TOC-innhold er 3,5 mg TOC/l og nødvendig ozondose for å oppnå ønsket fargereduksjon er 1,2 mg O₃/mgTOC, 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 (se tabell 4.7):

Kategori A :

- A1 – man har ikke automatisk stengning av vannproduksjonen ved doseringsbortfall
- A2 – man har alarm og automatisk start av reserve doseringsutstyr for klor

Kategori B :

- B1 – man har nødstrømsaggregat
- B2 – man har reserve doseringsutstyr for klor
- B3 – man har ikke tilstrekkelig stort utjevningsvolum

Kategori C :

- C1 – man har måleutstyr for ozon installert
- C2 – man har ikke et lager med kritisk reserveutstyr for ozonanlegget
- C3 – man har ingen rutiner for kontroll og kalibrering av måleutstyret

5.6.2.2 Beregning av Ct-verdi for ozonanlegget

Beskrivelsen av beregning av Ct for ozonanlegg er vist i avsnitt 4.7.

Vi er nå i en dimensjonerings situasjon og følger den "sjekklisten" som er gitt i avsnitt 4.7.6.2 og bruker beregning basert på ozondose, ettersom vi kjenner denne da den er knyttet til nødvendig dose for fargefjerning:

1. Ønsket ozondose: 4,2 mg O₃/l
2. Ozonoverføringsgraden (se tabell 4.5): 0,90 (kontakttank: pakket bobletank)
3. Initialforbruk (IF) og nedbrytningskonstant (k)
$$\begin{aligned}IF_{\text{ozon}} &= 0,14 \cdot \text{TOC} + 0,58 \cdot C_{\text{Dose}} + 0,09 \cdot (C_{\text{Dose}}/\text{TOC}) + 0,07 \cdot \text{pH} - 0,92 \\&= 0,14 \cdot 3,5 + 0,58 \cdot 4,2 + 0,09 \cdot (4,2/3,5) + 0,07 \cdot 6,8 - 0,92 \\&= 2,6\end{aligned}$$
$$\begin{aligned}k_{\text{ozon}} &= 0,050 \cdot \text{TOC} - 0,032 \cdot C_i - 0,017 \cdot (C_i/\text{TOC}) + 0,094 \cdot \text{pH} - 0,48 \\&= 0,050 \cdot 3,5 - 0,032 \cdot 2,6 - 0,017 \cdot (2,6/3,5) + 0,094 \cdot 6,8 - 0,48 \\&= 0,24\end{aligned}$$
4. Antall segmenter i kontakttank: 1
Antall segmenter i reaksjonstank: 1
5. Volum kontakttank = V_{KT} = Q (m³/min) · 5 min
Volum reaksjonstank = V_{RT} = Q (m³/min) · 10 min
6. Effektiv kontakttid kontakttank (se tabell 4.3): 5 min · 0,85 = 4,25 min
Effektiv kontakttid reaksjonstank (se tabell 4.3): 10 min · 0,70 = 7 min
7. Initialkonsentrasjonen:
$$C_i = (C_{\text{dose}} - IF)/k_{\text{overf.}} = (4,2 - 2,6)/0,90 = 1,78 \text{ mg O}_3/\text{l}$$
8. Utløpskonsentrasjonen fra kontakttanken:
$$C_{\text{ut-k}} = C_i \cdot e^{-k \cdot t_k} = 1,78 \cdot e^{-0,24 \cdot 4,25} = 0,64 \text{ mg O}_3/\text{l}$$
9. Innløpskonsentrasjonen til reaksjonstanken:
$$C_{\text{inn-r}} = C_{\text{ut-k}} = 0,64 \text{ mg O}_3/\text{l}$$
10. Utløpskonsentrasjonen fra reaksjonstanken:
$$C_{\text{ut-r}} = C_{\text{inn-r}} \cdot e^{-k \cdot t_r} = 0,64 \cdot e^{-0,24 \cdot 7} = 0,12 \text{ mg O}_3/\text{l}$$
11. Kontroll: ønsket restkonsentrasjon ca 0,1 mg O₃/l – OK
12. Effektiv konsentrasjon i kontakttanken (se tabell 4.6)
$$C_{\text{eff-k}} = C_{\text{u-k}} = 0,64 \text{ mg O}_3/\text{l}$$
13. Ct-verdi for kontakttanken:
$$C \cdot t_k = C_{\text{eff-k}} \cdot t_k = 0,64 \cdot 4,25 = 2,72 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{l}$$
14. Ct-verdi for reaksjonstanken:
$$C \cdot t_r = (C_{\text{inn-r}}/k)(1 - e^{-k \cdot t_r}) = 0,64/0,24 \cdot (1 - e^{-0,24 \cdot 7}) = 2,17 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{l}$$
15. Total Ct verdi = 2,72 + 2,17 = 4,89 mg · min/l
16. Inaktiveringsgrad: $\log IA = n \cdot Ct_{\text{beregnet}}/Ct_{\text{nødvendig}}$,
(der n er nødvendig log inaktivering knyttet til Ct_{nødvendig})

Inaktivering bakterier	: log IA _{virus}	= 3 · 4,89/0,5	= 29,3
Inaktivering virus	: log IA _{virus}	= 3 · 4,89/1	= 14,7
Inaktivering <i>Giardia</i>	: log IA _{Giardia}	= 2 · 4,89/1,5	= 6,5
Inaktivering <i>Cryptosporidium</i>	: log IA _{Crypto}	= 2 · 4,89/30	= 0,34

Vi ser at verdiene for bakterier, virus og *Giardia* er høyere enn det som man kan kreditere ozonering i henhold til avsnitt 4.2, nemlig 4b + 4v + 3p. I den videre behandling settes derfor inaktiveringen til: 4,0b + 4,0v + 0,34p. Dersom man av en eller annen årsak ville se bort fra *Cryptosporidium*, 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 4.8 og tabell 4.7.

$$\text{Beregnet/maksimal inaktivering} = 4,0b + 4,0v + 0,34p$$

$$\begin{array}{ll} \text{Manglende A tiltak} & - 0,10 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,33p] \\ \text{A1 tiltak er ikke på plass} & \\ \text{A2 tiltak er på plass} & + 0,05 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,33p] \\ \text{Sum A tiltak} & - 0,05 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,33p] = - [0,2b + 0,2v + 0,02p] \end{array}$$

$$\begin{array}{ll} \text{Manglende B tiltak} & - 0,15 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,33p] \\ \text{B1 tiltak er på plass} & + 0,10 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,33p] \\ \text{B2 tiltak er på plass} & + 0,05 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,33p] \\ \text{B3 tiltak er ikke på plass} & \\ \text{Sum B tiltak} & 0,00 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,33p] = - [0,0b + 0,0v + 0,00p] \end{array}$$

$$\begin{array}{ll} \text{Manglende C tiltak} & - 0,10 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,33p] \\ \text{C1 tiltak er på plass} & + 0,05 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,33p] \\ \text{C2 tiltak er ikke på plass} & \\ \text{C3 tiltak er ikke på plass} & \\ \text{Sum C tiltak} & - 0,05 \cdot [4,0b + 4,0v + 0,33p] = - [0,2b + 0,2v + 0,02p] \end{array}$$

$$\text{Endelig beregnet inaktivering for ozon-anlegget blir da} = 3,6b + 3,6v + 0,30p$$

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

5.6.1.3 Vurdering av barrieresituasjonen med ozonering/biofiltrering i vannbehandlingen

$$\begin{array}{ll} \text{Barrierehøyde:} & 6,00b + 6,00v + 4,00p \\ \text{- Log-kreditt knyttet til vannkilde og nedslagsfelt} & 2,50b + 2,50v + 1,75p \\ \text{- Log-kreditt knyttet til ozonering} & 3,60b + 3,60v + 0,30p \\ \text{- Log-kreditt knyttet til biofiltreringen} & 0,50b + 0,25v + 0,50p \\ \text{= Nødvendig log-reduksjon i slutt desinfiseringen} & - 0,60b - 0,35v + 1,45p \end{array}$$

Vi har tidligere beregnet at UV anlegget vil gi log inaktivering på: $3,4b + 3,0v + 3,4p$

Dette betyr at også denne vannbehandlingsløsningen vil gi en betryggende barriereeffekt. Vi ser dessuten at om man kun hadde lagt *Giardia* til grunn, ville man klart seg uten UV-desinfeksjon.

5.7. Andre eksempler

For at denne veiledningen ikke skulle bli for omfangsrik, er det ikke tatt med flere eksempler på bruk av denne veiledningen ved ulike vannverk. Dette ble imidlertid gjort i prosjektet Optimal desinfeksjonspraksis, fase II (ODP II) og det henvises til rapporten fra dette prosjektet (Norsk Vann rapport 169/2009) hvor det i kapittel 5 er gjennomgått 8 vannverk (4 norske og 4 svenske) og hvor ulike bruk av prosedyre og verktøykasse er demonstrert.

6. Referanser

- Eikebrokk, B., Ræstad, C., Hem, L.J., Gjerstad, K.O. (2008) Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann. Norsk Vann Rapport 164/2008
- Helse og omsorgsdepartementet (2001) Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften) FOR 2001-12-04 nr. 1372
<http://www.lovdata.no/cgi-wift/ldles?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. NORVAR-rapport 160/2008
- 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, Kondon, 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>
- WHO (2004) Guidelines for Drinking-water quality, 3. 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. (2009) Optimal desinfeksjonspraksis, fase II. Norsk Vann Rapport 169/2009

Utgitte Norsk Vann Rapporter

(Tidligere kalt NORVAR-rapporter)

20. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Sluttrapport
- 20a. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Aerob og anaerob behandling
- 20b. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Kalking. Kompostering
- 20c. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Slamavvanning
- 20d. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Termisk behandling av kloakkslam
21. NORVAR's årsberetning 1991
22. EDB i VAR-teknikken. Fase 1 - kravspesifikasjoner m.m. Status-beskrivelse og forslag til videre arbeid (*Utgått*)
- 23a. Internkontroll for VA-anlegg. Mal for internkontroll-håndbok for VA-anlegg.
- 23b. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for avløpsanlegg. Eksempel fra Fredrikstad og omegn avløpsanlegg
- 23c. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for vannverk. Eksempel fra Vansjø vannverk
- 23d. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. Informasjon, avvik og tiltak, verne- og sikkerhetsarbeid, opplæring
- 23e. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. HMS ved vannbehandlingsanlegg
- 23f. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. HMS ved avløpsrenseanlegg
- 23g. Interkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks Oltedalen kloakkrenseanlegg
- 23h. Internkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks Smøla vannverk
- 23i. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontroll for VA-transportsystemet. Eksempel fra Nedre Eiker kommune
24. NRV-prosjekt. Korrosjonskontroll ved vannbehandling med mikronisert marmor
25. Mal for prosessoppfølging av anlegg for stabilisering og hygienisering av slam
26. Installasjon av gassmotor for strømproduksjon ved rensanlegg
27. Mottak og behandling av avvannet råslam ved rensanlegg som hygieniserer og stabiliserer slam i væskeform
28. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt
29. Regnvannsoverløp
30. Utvikling og uttesting av datasystem for informasjonsflyt i VA-sektoren (*Utgått*)
31. PRO-VA, Brukerklubb for prosess-styresystemer, drift- og fjernkontroll for VA-anlegg. Oversikt pr.1993. Leverandører, produkter, konsulenter (*Utgått*)
32. Bruk av statiske metoder (kjemometri) for å finne sammenhenger i analyseresultater for avløpsvann
33. Evaluering av enkle rensemetoder. Slamavskillere
34. Evaluering av enkle rensemetoder. Siler/finnister
35. Kravspesifikasjon og kontrollprogram for VA-kjemikalier (*Utgått*)
36. Filter som hygienisk barriere
37. EU/EØS, konsekvenser for Norges vannforsyning
38. NORVAR-prosjekter 1992/93 (*Utgått*)
39. Implementering av EDB-basert vedlikeholdssystem. Erfaringer fra referanseprosjekt knyttet til pilot-prosjekt ved Bekkelaget rensanlegg (*Utgått*)
40. Driftsassistanter for avløp. Utredning om rolle og funksjon fremover
41. Metri-tel. Kommunikasjonsmedium for VA-installasjoner. Erfaringer fra prøveprosjekt i Sandefjord kommune (*Utgått*)
42. Industriavløp til kommunalt nett. Evaluering av utførte industrikartleggingsprosjekt.
43. Korrosjonskontroll ved Hamar vannverk
44. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt. Vekstsesongen 1994
45. Forsøk med forfelling og felling i 2 trinn med polyaluminiumklorid høsten 1993 Kartlegging av slam- slamvannsstrømmer med og uten forfelling 1993-94
46. Renovering av avløpsledninger. Retningslinjer for dokumentasjon og kvalitetskontroll
47. Strategidokument for industrikontroll
48. NORVAR og miljøteknologi. Forprosjekt
49. Grunnundersøkelser for infiltrasjon - små avløpsanlegg. Forundersøkelse, områdebefaring og detaljundersøkelse ved planlegging og separate avløpsanlegg
50. Rørinspeksjon i avløpsledninger. Rapporteringshåndbok (*Erstattet av 145/05*)
51. Slambehandling
52. Bruk av slam i jordbruket
53. Bruk av slam på grøntarealer
54. Rørinspeksjon av avløpsledninger. Veileder (*Erstattet av 145/05*)
55. Vannbehandling og innvendig korrosjonskontroll i vannledninger
56. Vannforsyning til næringsmiddelindustrien. Krav til kvalitet. Vannverkenes erstatningsansvar ved svikt i vannleveransen
57. Trykkreduksjon. Håndbok og veileder
58. Karbonatisering på alkaliske filter
59. Veileder ved utarbeidelse av prosessgarantier
60. Avløp fra bilvaskeanlegg til kommunalt rensanlegg
61. Veileder i planlegging av fornyelse av vannledningsnett
62. Veileder i planlegging av spyling og pluggkjøring av vannledningsnett
63. Mal for godkjenning av vannverk
64. Driftserfaringer fra anlegg for stabilisering og hygienisering av slam i Norge
65. Forslag til veileder for fettavskillere til kommunalt avløpsnett
66. EØS-regelverket brukt på anskaffelser i VA-sektoren
67. Filter som hygienisk barriere - fase 3
68. Korrosjonskontroll ved Stange vannverk
69. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2. Siler/finnister
70. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2. Store slamavskillere samt underlag for veileder
71. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 3. Veileder for valg av rensemetode ved utslipp til gode sjøresipienter
72. Utviklingstrekk og utfordringer innen VA-teknikken. Sammenstilling av resultatet fra arbeidet i NORVARs gruppe for langtidsplanlegging i VA-sektoren
73. Etablering av NORVARs VA-infotorg. Bruk av internett som kommunikasjonsverktøy (*Utgått*)
74. Informasjon fra NORVARs faggruppe for EDB og IT. Spesialrapport - 5. Utgave Beskrivelse av 34 EDB-programmer/Moduler for bruk i VA-teknikken (*Erstattet av 133/03*)
75. NORVARs faggruppe for EDB og IT. IT-strategi i VA-sektoren. (*Erstattet av 133/03*)
76. Dataflyt-klassifisering av avløpsledninger. (*Erstattet av 150/07*)
77. Alternative områder for bruk av slam utenom jordbruket. Forprosjekt
78. Alternative behandlingsmetoder for fettslam fra fettavskillere
79. Informasjonssystem for drikkevann, forprosjekt
80. Sjekkliste/veiledninger for prosjektering og utførelse av VA-hoved og stikkledninger - sanitærinstallasjoner
81. Veileder. Kontrahering av VA-tekniske prosessanlegg i totalentreprise
82. Veileder for prøvetaking av avløpsvann
83. Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering (*Erstattet av 145/05*)
84. Forfall og fornyelse av ledningsnett
85. Effektiv partikkelseparasjon innen avløpsteknikken
86. Behandling og disponering av vannverksslam. Forprosjekt
87. Kalsiumkarbonatfilter for korrosjonskontroll. Utpøving av forskjellige marmormasser
88. Vannglass som korrosjonsinhibitor. Resultater fra pilotforsøk i Orkdal kommune
89. VA-ledningsanlegg etter revidert plan- og bygningslov
90. Actiflo-prosjektet ved Flesland ra

91. Vurdering av slamfabrikk for Østfold
 92. Informasjon om VA-sektoren - forprosjekt
 93. Videreutvikling av NORVAR. Resultatet av strategisk prosess 1997/98
 94. Nettverksamarbeid mellom NORVAR, driftsassistanter og kommuner
 95. Veileder for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken
 96. Rist- og silgods - karakterisering, behandlings- og disponeringsløsninger
 97. Slamforbrønning (VA-forsk 1999-11). (Samarbeidsprosjekt med VAV)
 98. Kvalitetssystemer for VA-ledninger. Mal for prosessen for å komme fram til kvalitetssystem som tilfredsstiller kravene i revidert plan- og bygningslov
 99. Veiledning i dokumentasjon av utslipp
 100. Kvalitet, service og pris på kommunale vann- og avløpstjenester
 101. Status og strategi for VA-opplæringen
 102. Oppsummering av resultater og erfaringer fra forsøk og drift av nitrogenfjerning ved norske avløpsrenseanlegg
 103. Returstrømmer i renseanlegg. Karakterisering og håndtering
 104. Nordisk konferanse om nitrogenfjerning og biologisk fosforfjerning 1999
 105. Sjekkliste plan- og byggeprosess for silanlegg
 106. Effektiv bruk av driftsinformasjon på renseanlegg/mal for rapportering
 107. Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Teknisk veiledning. Foreløpig utgave
 108. Data for dokumentasjon av VA-sektorens infrastruktur og resultater
 109. Resultatindikatorer som styringsverktøy for VA-ledelsen
 110. Veileder i konkurranseutsetting. Avtaler for drift og vedlikehold av VA-anlegg
 111. Eksempel på driftsinstruks for silanlegg. Cap Clara i Molde kommune
 112. Erfaringer med nye renseløsninger for mindre utslipp
 113. Nødvendig kompetanse for drift av avløpsrenseanlegg. Læreplan for driftsoperatør avløp
 114. Nødvendig kompetanse for drift av vannbehandlingsanlegg. Læreplan for driftsoperatør vann
 115. Pumping av avløpsslam. Pumpetyper, erfaringer og tikk
 116. Scenarier for VA-sektoren år 2010
 117. VA-juss. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (*Erstattet av 134/03*)
 118. Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR- teknikk (*Erstattet av 138/04*)
 119. Omstruktureringer i VA-sektoren i Norge En kartlegging og sammenstilling
 120. Strategi for norske vann- og avløpsverk. Rapport fra strategiprosess 2000/2001
 121. Kjøkkenavfallsvernere for håndtering av matavfall. Erfaringer og vurderinger
 122. Prosessen ved utarbeidelse av miljømål for vannforekomster. Erfaringer og råd fra noen kommuner
 123. Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Veiledning for utarbeidelse av lokale forskrifter
 124. Nødvendig kompetanse for legging av VA-ledninger. Læreplan for ADK 1
 125. Mal for forenklet VA-norm
 126. Organisering og effektivisering av VA-sektoren. En mulighetsstudie
 127. Vassdragsforbund for Mjøsa og tilløpselvene - en samarbeidsmodell
 128. Bruk av resultatindikatorer og benchmarking i effektivitetsmåling av kommunale VA-virksomheter. Erfaringer og anbefalinger fra et prøveprosjekt
 129. Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering hovedledninger
 130. Gjenanskaffelseskostnadene for norske VA-anlegg
 131. Effektivisering av avløpssektoren
 132. Forslag til nytt system for prosjektvirksomheten i NORVAR
 133. IT-strategi for VA-sektoren. Veiledning
 134. VA-JUS. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (*Oppdateres årlig på www.norskvann.no*)
 135. Vannledningsrør i Norge. Historisk utvikling. 26 dimensjonstabeller
 136. Hygienisk barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt?
 137. Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng
 138. Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk. Revidert utgave
 139. Erfaringer med klorering og UV-stråling av drikkevann
 140. NORVARs videre arbeid med slam. Strategisk plan for prosjektvirksomhet, informasjon og kommunikasjon. Forprosjekt
 141. Trenger Norge en VA-lov? Drøfting av behovet for en egen sektorlov for vann og avløp
 142. NORVARs benchmarkingsprosjekt 2004 Presentasjon av målesystem og resultater for 2003 ed analyse av datamaterialet
 143. Kartlegging av mulig helserisiko for abonnenter berørt av trykkløs vannledning ved arbeid på ledningsnett
 144. Veiledning i overvannshåndtering (*Erstattet av 162/08*)
 145. Inspeksjonsmanual for avløpssystemer. Del 1 – Ledninger
 146. Bærekraftig vedlikehold. Betrakninger av utvalgte problemstillinger knyttet til langsiktig forvaltning av vannledningsnett
 147. Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann
 148. Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann
 149. Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett. Veiledning
 150. Dataflyt – Klassifisering av avløpsledninger
 151. Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)
 152. Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren
 153. Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren
 154. Norm for tagkoding i VA-anlegg
 155. Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren
 156. Veiledning for oljeutskilleranlegg
 157. Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07
 158. Termoplastrør i Norge – før og nå
 159. Håndbok i kildeprosporing i avløpssystemet
 160. Driftserfaringer med membranfiltrering
 161. Helsemessig sikkert vannledningsnett
 162. Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering
 163. Veiledning for innhenting og evaluering av tilbud på analyseoppdrag
 164. Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann
 165. Innsamlingsverktøy for vedlikeholdsdata
 166. Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske renseanlegg
 167. Veiledning for kjøp av VA-kjemikalier
 168. Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg
 169. Optimal desinfeksjonspraksis fase 2
 170. Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis
- Rapportserie B:
- B1: Effektive VA-organisasjoner og tilfredse brukere. Forprosjekt
 - B2: PressurePuls for deteksjon av lekkasje på vannledninger.
 - B3: Kvalitetshveing av nye VA-ledningsanlegg. Kartlegging og tiltaksforslag
 - B4: Vannkvalitet i ledningsnett – Problemoversikt og status. Forprosjekt.
 - B5: Utslipp fra bilvaskehaller
 - B6: Kommunikasjonsstrategi for NORVAR og norske vann og avløpsverk
 - B7: Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring
 - B8: Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren
 - B9: Utvikling av et system for spørreundersøkelser blant VA-kundene
 - B10: Vannkilden som hygienisk barriere
 - B11: Økonomiske forhold i interkommunalt VA-samarbeid – praksis og kjøreregler
 - B12: Drikkevann i media
- Rapportserie C:
- C1: Sårbarhet i vannforsyningen
 - C2: Stoff for stoff – kilde for kilde. Kvikksølv i avløpsnett
 - C3: Samarbeid om økt bruk av avløpsslam på grøntarealer
 - C4: Effekter av bruk av matavfallsvernere på ledningsnett, renseanlegg og avfallsbehandling
 - C5: Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen - veiledning

De mest aktuelle rapportene ligger som PDF-filer på www.norskvann.no



- 💧 Norsk Vann er en ikke-kommersiell interesseorganisasjon for vann- og avløpssektoren (VA-sektoren). Organisasjonen skal bidra til å oppfylle visjonen om rent vann ved å sikre VA-sektoren funksjonelle rammevilkår og legge til rette for kunnskapsutvikling og kunnskapsdeling.
- 💧 Norsk Vann eies av norske kommuner, kommunalt eide VA-selskaper, kommunenes driftsassistanser for VA og noen private andelsvannverk. Norsk Vann representerer ca 340 kommuner med over 90 % av landets innbyggere. Virksomheten finansieres i hovedsak gjennom kontingenter fra medlemmene.
- 💧 Norsk Vann styres av eierne gjennom årsmøtet og av et styre sammensatt av representanter fra eierne.

- 💧 I Norsk Vanns prosjektsystem gjennomføres hvert år FoU-prosjekter for ca. 6 mill. kroner
- 💧 Det er praktiske og aktuelle spørsmål innenfor vann- og avløp som utredes
- 💧 Deltakerne foreslår prosjekter, styrer gjennomføringen og får full tilgang til alle resultater

