



Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann



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:
Arne Seim, Bergen Vann KF

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: 164 - 2008
ISBN 978-82-414-0300-2 ISSN 1504-9884 (trykt utgave) ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)
Dato: 17. oktober 2008
Antall sider (inkl. bilag): 154
Tilgjengelighet: Åpen: x Begrenset:

Rapportens tittel: Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann	
Forfattere: Bjørnar Eikebrokk, Christen Ræstad, Lars J. Hem og Karl Olav Gjerstad	
Ekstrakt: Det er en sterkt voksende interesse for UV-desinfeksjon av drikkevann, både nasjonalt og internasjonalt. I Norge har UV-desinfeksjon lenge vært i utstrakt bruk på små vannverk, primært av praktiske og økonomiske årsaker. Det var imidlertid først etter oppdagelsen i 1997/1998 av at UV-lys selv i relativt lave doser evnet å inaktivere klorresistente parasitter (<i>Cryptosporidium</i>) at interessen for UV-desinfeksjon skjøt fart internasjonalt, og også for de store vannverk. I Norden er anleggene i Helsinki, Stockholm, Stavanger og Oslo eksempler på dette. Erfaringene og tilbakemeldingene fra eksisterende UV-anlegg er imidlertid noe blandet, og Norsk Vann (tidligere NORVAR) initierte derfor i samarbeid med Svenskt Vatten i 2007 et prosjekt med formål å utarbeide en veiledning for UV-anlegg for desinfeksjon av drikkevann. SINTEF ble valgt som utførende instans/rådgiver. Hovedhensikten med denne rapporten er: 1) å øke forståelsen for UV-desinfeksjon generelt og for UV-anleggs funksjon og virkemåte, og 2) å bidra til mer korrekt dimensjonering og sikrere drift av UV-anlegg. Man har lagt spesiell vekt på å belyse utvalgte forhold knyttet til forundersøkelser, dimensjonering og drift av UV-anlegg, samt å gi anbefalinger basert på dagens kunnskapsstatus på følgende delemner: 1. Det teoretiske grunnlaget og prinsippene for UV-desinfeksjon 2. Oppbygningen av UV-anlegg med de viktigste systemkomponentene 3. Godkjenning og biosimetrisk testing/validering av UV-anlegg 4. Nødvendige forundersøkelser ved valg av UV-anlegg (vann- og strømkvalitet, forbehandling og øvrig vannbehandling, effekt av klimaforandringer, etc.) 5. Anbefalinger for utforming og dimensjonering av UV-anlegg 6. Driftserfaringer og anbefalinger for drift, overvåking og vedlikehold av UV-anlegg 7. Spesielle forhold ved anlegg godkjent etter tidligere ("gammel") ordning 8. Anbefalinger om kontraktsforhold og avtaler	
Emneord, norske: Vannforsyning, desinfeksjon, UV, hygienisk barriere, dimensjonering, drift	Emneord, engelske: Water supply, disinfection, UV, hygienic barrier, design, operation

Forord

Etter giardiasis-epidemien i Bergen høsten 2004 har parasittfaren vært en sterk drivkraft for utbygging av flere og sterkere hygieniske sikkerhetsbarrierer. Media har beskrevet helsefarene som om 1,5 millioner nordmenn er i faresonen. Små funn av parasitter utløste kokeanbefalinger i Oslo høsten 2007 ut fra føre-var-prinsippet. Videre strammer Mattilsynet tilsynsgrepet overfor alle godkjenningspliktige vannverk.

UV-bestråling av vannet fremstår som en enkel og kostnadseffektiv løsning som imøtekommer vannforsyningsmyndighetenes og vannbransjens krav om økt sikkerhet, også mot parasitter. Resultatet av dette, og utviklingen etter 2004, er en storstilt utbygging av små – og store - UV-anlegg.

Dessverre viser erfaringer at prosjektering, anskaffelse og drift av UV-anlegg ikke er så enkelt som mange nok har trodd. Mange vannverk melder om problemer, blant annet med underdimensjonerte anlegg, svakheter i elektronikk og automatisk styring, belegg på kvartsrør og UV-sensorer, sviktende levetid og effekt på lamper samt usikkerheter knyttet til kontroll av sensorene som styrer anlegget. UV-behandling av vann med fargetall høyere enn 10 mg Pt/l og dermed lav UV-transmisjon synes å være et særnorsk forhold som krever ekstra oppmerksomhet.

Problemene knytter seg til alle faser, fra dimensjoneringskriterier knyttet til vannkvalitet og dimensjonerende UV-transmisjon, via kravspesifikasjoner i anbudsforespørsler samt problemer med kontroll og driftsoppfølging. Ansvar for problemene fordeler seg dermed på både konsulenter, leverandører og på vannverkene selv. Vi må bli bedre i alle ledd!

Mange av feilene synes å være gjengangere. Derfor er det viktig å lære av hverandre. Vi er allerede for seint ute. Mange av erfaringene og rådene i denne veilederen burde vi hatt ute i god tid før den intensive byggeperioden for UV vi har hatt de siste årene. Med denne veilederen håper vi å bidra til å redusere problemene ved UV-anleggene og øke kunnskapen om UV som desinfeksjonsmetode. Dette vil styrke sikkerheten i vannforsyningen.

Prosjektet "Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann" startet i april 2007 etter initiativ fra Norsk Vann. Svenskt Vatten har vært med i arbeidet fra starten, både i faglig tilrettelegging og i finansieringen av prosjektet. Hovedforfatter og faglig ansvarlig for det meste av veilederen er sjefsforsker Bjørnar Eikebrokk med bistand fra seniorforsker Lars Hem, begge fra SINTEF. Medforfattere er sjefingeniør Karl Olav Gjerstad, IVAR og sivilingeniør Christen Ræstad, som også har bidratt med kapitler om henholdsvis gamle usertifiserte UV-anlegg (kap.12) og om kontrakter (kap.13). Norsk Vanns faggruppe for vannforsyning har fungert som referansegruppe. Christen Ræstad har vært prosjektleder for arbeidet.

Prosjektet og foreløpige konklusjoner har vært presentert på flere konferanser og seminarer i prosjektperioden. 1.april 2008 var omkring 30 sentrale personer fra Sverige og Norge samlet til en heldags workshop i prosjektets regi. Vi vil takke alle som har bidratt underveis i arbeidet, og i særlig grad de som har arbeidet seg gjennom rapporten og kommet med konkrete forbedringsforslag i høringsrunden.

I "Vannforsynings ABC" gir Nasjonalt Folkehelseinstitutt (FHI) en bred omtale av UV. Denne veilederen er utarbeidet i god dialog med FHI ved Vidar Lund. Vi takker for gode innspill også fra FHI og håper at de to dokumentene utfyller hverandre på en god måte.

FHI administrerer en egen typegodkjenning for UV-anlegg. Denne ordningen er ikke lovhjemlet, men siden leverandører og bestillere av UV-anlegg refererer til FHIs typegodkjenning og godkjenningssertifikater og oppfatter disse som krav, har vi i denne rapporten valgt å benytte begreper som "godkjente anlegg", "krav til UV-dose", m.m.

Veilederen har som mål å gi vannverkene det kunnskapsgrunnlaget som er nødvendig for å kunne benytte seg av UV som desinfeksjonsmetode. Det vil utvilsomt dukke opp nye driftserfaringer og problemstillinger (og løsninger) som bør diskuteres i fellesskap og formidles til bransjen. Behovet for et driftsforum for UV-anlegg der oppdatering og justering av veilederen kan forankres i et svensk-norsk samarbeid vil fortløpende bli vurdert.

I tillegg til den trykte utgaven av rapporten vil den også bli lagt ut i elektronisk versjon på Norsk Vann og Svenskt Vatten sine hjemmesider. Innholdet i nettversjonen vil være gjenstand for revisjon, og nettversjonen av rapporten vil derfor kunne avvike noe fra den trykte førsteversjonen av oktober 2008.

Norsk Vann, Svenskt Vatten og prosjektledelsen retter en stor takk til forfatterne og til alle som har bidratt med mange timers frivillig arbeid for å bringe veilederen dit den er i dag.

Spørsmål og innspill til videreføring av arbeidet kan rettes til Kjetil Furuberg i Norsk Vann.

Kjetil Furuberg

Gullvy Hedenberg

Christen Ræstad

Norsk Vann

Svenskt Vatten

Prosjektleder

INNHALDSFORTEGNELSE

Forord.....	2
Sammendrag	7
English summary	8
Ord og uttrykk	10
1. Bakgrunn og innledning	16
1.1. Giardiasis-epidemien i Bergen – En vekker.....	17
1.2. Klimaforandringene påvirker råvannskvalitet og kildebarrierer	17
1.3. UV veiledere og valideringsprosedyrer	18
1.4. Drikkevannsforskriften og UV-desinfeksjon	18
2. Kort om UV-desinfeksjon.....	21
2.1. Historisk gjennomgang	21
2.2. Fordeler og ulemper med UV desinfeksjon	23
2.3. Status for UV som desinfeksjonsmetode	24
3. Kort teoretisk innføring	26
3.1. Generering av UV-lys.....	26
3.2. Typer av UV-lys	26
3.3. UV-doser, inaktivering og reparasjon	28
3.4. Dose og fluens.....	33
3.5. Transmisjon av UV-lys	33
4. Sentrale komponenter i UV-anlegg.....	35
4.1. Bestrålingskammeret.....	36
4.2. UV-lamper	37
4.2.1. Typer og virkemåte.....	37
4.2.2. Utforming og egenskaper.....	37
4.2.3. Sensitivitet for strømkvalitet og temperatur.....	38
4.2.4. Aldring	39
4.2.5. Bølgelengder og reaktivering/reparasjon	40
4.3. UV-sensorer	41
4.3.1. Temperatursensorer.....	43
4.4. Vannmålere.....	43
4.5. UV-transmisjonsmålere.....	43
4.6. Vaskesystemer og beleggkontroll	44
4.7. Drifts- og dosekontrollsystemer.....	45
5. Vannkvalitet og UV-desinfeksjon.....	47
5.1. Om vannkvalitetens betydning for UV-desinfeksjonen.....	47
5.1.1. Generelt.....	47
5.1.2. UV-transmisjon og UV-absorbans.....	47
5.1.3. Norsk Standard for UV-transmisjon	48
5.2. Mikrobiologisk vannkvalitet.....	48
5.3. Fysisk-kjemisk vannkvalitet	49
5.3.1. Naturlig organisk materiale (NOM)	49
5.3.2. Partikler og alger	51
5.3.3. Stoffer som kan gi redusert UV-transmisjon og belegg	51
5.4. UV-desinfeksjonsbiprodukter	52
5.4.1. Trihalometaner (THM) og halogenerte eddiksyrer (HAA)	53
5.4.2. Bionedbrytbare stoffer.....	53
5.4.3. Nitritt.....	54
5.4.4. Lukt- og smakstoffer.....	54

5.4.5.	Vekstpotensial.....	55
5.4.6.	Algevekst	55
5.4.7.	Toksiske stoffer.....	55
6.	UV-desinfeksjon og øvrig vannbehandling	58
6.1.	Hygieniske barrierer i vannbehandlingen	58
6.2.	Uavhengighet i barrierene?.....	58
6.3.	Vannbehandling, UV-absorpsjon og beleggdannelse	58
6.4.	Kombinasjoner av ulike desinfeksjonsmidler?	59
7.	Godkjenning og biodosimetrisk testing	63
7.1.	Norske godkjenningsordninger	63
7.2.	Dokumentasjonskrav ved typegodkjenning	64
7.3.	Biodosimetri	65
7.4.	Driftsoppfølging og dosekontroll	71
7.5.	Revalidering	71
8.	Dimensjoneringsgrunnlag	74
8.1.	Generelt	74
8.2.	Målet med UV-desinfeksjonen og krav til UV-dose.....	75
8.3.	Dimensjonerende vannmengde	75
8.4.	Dimensjonerende vannkvalitet	75
8.4.1.	Prøvetaking og analyse.....	76
8.4.2.	Bruk av fargedata for beregning av UV-transmisjon.....	78
8.4.3.	Sesongmessige variasjoner i råvannskvalitet	78
8.5.	Fremtidig vannkvalitet	81
8.5.1.	Oppgradert vannbehandling	81
8.5.2.	Mulige effekter av klimaforandringer på vannkvaliteten	82
8.6.	Dimensjonering etter råvannskvalitet – En utopi?	83
8.7.	Kvalitet på strømforsyningen	84
9.	Utforming og dimensjonering av UV-anlegg	87
9.1.	Ulike fabrikater og modeller.....	87
9.2.	Aggregattyper	87
9.3.	Hydraulisk design.....	88
9.4.	Plasseringsalternativer	88
9.5.	Seksjonering og redundans	90
9.6.	Prøvepunkter/-kraner	90
9.7.	Styring og regulering	90
9.7.1.	Styring av dose ut fra biodosimetrisk testing og validering.....	91
9.7.2.	Eksempel på implementering av styring; case Kleivdammen	91
9.7.3.	Alarmsystemer og alarmnivåer	96
10.	Drift og vedlikehold av UV-anlegg	98
10.1.	Validert/godkjent driftsområde.....	98
10.2.	Drift utenfor validert område	100
10.3.	Levetid for sentrale komponenter	101
10.4.	Aldring, kontroll og utskifting av UV-lamper	101
10.5.	Sensorkontroll og kalibreringsrutiner.....	102
10.6.	Driftsøkonomi	104
10.7.	Anbefalte frekvenser for ettersyn og kontroll.....	104
10.8.	Reservedeler og lagerhold	106
10.9.	Arbeidsmiljø og sikkerhet (HMS)	106
10.10.	Dokumentasjon av barrierestabilitet.....	106
10.11.	Oppfølging fra leverandører og rådgiver	108
10.12.	Oppsummering/sjekkliste.....	108

11. Erfaringer fra UV-anlegg i drift.....	114
11.1. Norske erfaringer	114
11.2. Erfaringer fra andre land	116
12. UV-anlegg godkjent etter gammel ordning.....	118
12.1. Innledning	118
12.2. Forutsetninger og krav i forbindelse med godkjenningen.....	119
12.3. UV-sensoren og forhold som påvirker sensoravlesningen	120
12.4. Strategi for bruk av intensitetsavlesning og bestemmelse av alarmgrense...	122
13. Kontraktsmessige forhold	127
13.1. Bakgrunn og hovedproblemstillinger	127
13.2. Kontraktsomfang og prekvalifisering av leverandører	127
13.3. Viktige kontraktsvilkår	128
13.4. Overtakelse og garantier	128
14. FOU, kompetanse og opplæring.....	131
15. Referanser.....	132
Vedlegg 1. UV-transmisjon og UV-absorbans (SSK, m⁻¹)	139
Vedlegg 2. Mer om biodosimetrisk validering og ulike standarder.....	140
Vedlegg 3. Dose-respons for ulike mikroorganismer	150

Sammenheng

I Norge har UV-desinfeksjon lenge vært i utstrakt bruk på små vannverk, primært av praktiske og økonomiske årsaker. Det var imidlertid først etter oppdagelsen i 1997/1998 av at UV-lys selv i relativt lave doser evnet å inaktivere klorresistente parasitter (*Cryptosporidium*) at interessen for denne metoden skjøt fart internasjonalt, og også for de store vannverk. I Norden er vannbehandlingsanleggene i Helsinki og Stockholm (Lovø), Stavanger (IVAR) og Oslo (Nye Oset) eksempler på store anlegg med UV-desinfeksjon. Wright et al. (2006) opplyser at mer enn 150 vannverk i Nord-Amerika har installert eller planlegger å installere UV-desinfeksjonsanlegg med kapasiteter i området 80 - 350 000 m³/h. I Østerrike finnes mer enn 2000 UV-anlegg, men de fleste av disse er små (Sommer 2008).

Basert på en sterkt voksende interesse for UV-desinfeksjon nasjonalt og internasjonalt, og ut fra noe blandede erfaringer og tilbakemeldinger fra eksisterende anlegg, initierte Norsk Vann (tidligere NORVAR) i samarbeid med Svenskt Vatten i 2007 et prosjekt med formål å utarbeide en veiledning for UV-anlegg for desinfeksjon av drikkevann. SINTEF ble valgt som utførende instans/rådgiver.

Hovedhensikten med rapporten har vært å øke forståelsen for UV-desinfeksjon generelt, for UV-anleggs funksjon og virkemåte, og for å sikre korrekt dimensjonering og god drift av UV-anlegg. Man har lagt spesiell vekt på å belyse en rekke utvalgte forhold knyttet til forundersøkelser, dimensjonering og drift av UV-anlegg, samt å gi anbefalinger basert på dagens kunnskapsstatus:

1. Det teoretiske grunnlaget og prinsippene for UV-desinfeksjon
2. Oppbygningen av UV-anlegg med de viktigste systemkomponentene
3. Godkjenning og biodosimetrisk testing/validering av UV-anlegg
4. Nødvendige forundersøkelser ved valg av UV-anlegg (vann- og strømkvalitet, forbehandling og øvrig vannbehandling, effekt av klimaforandringer, etc.)
5. Anbefalinger for utforming og dimensjonering av UV-anlegg
6. Driftserfaringer og anbefalinger for drift, overvåking og vedlikehold av UV-anlegg
7. Spesielle forhold ved anlegg godkjent etter tidligere ("gammel") ordning
8. Anbefalinger vedrørende kontraktsforhold og avtaler

Vi ønsker at rapporten skal utgjøre et konkret og praktisk nytteverktøy for de som skal bygge og drive UV-anlegg for desinfeksjon av drikkevann.

UV-desinfeksjon av drikkevann er et omfattende tema, og man har derfor måttet begrense prosjektet på enkelte felter. Man har bevisst forsøkt å prioritere en generell kompetanseutvikling for tema og spørsmålsstillinger som anses spesielt relevante for nordiske forhold. Dette gjelder godkjenning/sertifisering, kvalitet på vann- og strømtilførsel, beskrivelse av sentrale utstyrskomponenter (lampetyper m.v.), forhold til øvrig vannbehandling, beleggdannelse og beleggkontroll/vask, sensorer og kontrollsystemer, styring og regulering av UV-dose, samt forhold knyttet til kontrakter, kontroll og tilsyn. De foreslåtte kontraktsvilkår er knyttet til dokumentasjon, pålitelighet, driftsøkonomi og garantier, noe som vi håper vil kunne bidra til å gjøre vannverkene til mer krevende og profesjonelle kunder.

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@norsk vann.no
Website: www.norwegian-water.no / www.norsk vann.no

Report no: 164 - 2008
Report Title: UV disinfection guidance manual
Date of issue: 17. October 2008
Number of pages: 154

Keywords: Water supply, disinfection, UV, hygienic barrier, design, operation

Author: Bjørnar Eikebrokk, Christen Ræstad, Lars J. Hem og Karl Olav Gjerstad

ISBN: 978-82-414-0300-2
ISSN 1504-9884 (printed edition)
ISSN 1890-8802 (electronic edition)

Summary:

The application of UV-disinfection systems is rapidly growing throughout the world. The main reasons for this trend are two-fold: 1) the documented ability of UV systems to inactivate chlorine resistant pathogenic microorganisms including parasites like *Cryptosporidium* and *Giardia*, and 2) the small or negligible formation of disinfection by-products.

In Norway, the number of facilities using UV disinfection (approx. 800) has levelled the number of facilities using chlorination for quite many years. However, while small facilities were the predominant UV-users before, this picture is no longer valid and even the largest facilities now change to UV.

From the fact that a number of UV-facilities have experienced severe design and operation challenges, the Norwegian and Swedish Water Works Associations in 2007 initiated a joint project aimed at providing an up-dated UV-disinfection guidance manual. Based on the feed-back from existing facilities, it seems that time was really due for this project to be realized.

The major objective of the manual was to support the waterworks that were planning, designing and/or operating UV-disinfection systems. The research institute SINTEF (Trondheim, Norway) was contracted to prepare the guidance report.

The guidance report presents and discusses major design and operation issues, such as identification of design flow rates and water quality characteristics, source water quality variations and effects of up-stream water treatment processes, variable power supply quality, fouling of quartz sleeves and UV intensity sensors, dose-monitoring strategies, back-up power supply systems, alternative approaches for the assessment of UV disinfection barrier efficiency and stability, etc. In addition, the report also suggests alternative contract forms, and specific challenges related to early systems without biosimetrically approved UV-reactors

Some UV system challenges are at least to some degree country-specific, for instance the instability in power supply (power interruptions, voltage sags, etc) that causes a high number of starts and stops and significant UV-reactor down-time in many places. In addition, the significant effects of natural organic matter (NOM) and the extended use of enhanced coagulation processes where coagulant residuals that may act as UV-absorbers and sleeve and sensor foulants, are also typical for many UV-installations in Norway and Sweden. The extent of this problem is not only dependent upon the water source and the raw water characteristics, but also on the extent and methods of up-stream water treatment.

Given the significant design and operation challenges revealed, it is the authors' hope that the joint project and this UV guidance report will lead not only to improvements in design, operation and control of UV-disinfection systems, but also to a general increase in the competence level among the involved stakeholders.

Ord og uttrykk

Bakteriofager – Virus som infiserer bakterieceller og som brukes som indikatororganisme under validering/biodosimetrisk testing av UV-reaktorer

Ballast – Elektrisk utstyrsenhet som via regulering av spenningsnivå/strømstyrke gir korrekt nivå for initiering og vedlikehold av gassdannelsen i UV-lampene

Beers lov/Beer-Lamberts lov – Empirisk ligning som beskriver absorpsjon av UV-lys i vann som funksjon av vannets egenskaper

Belegg/aldringsfaktor – En stedsavhengig faktor som brukes som et mål på den reduksjon i UV-transmisjon gjennom kvartsglasset som oppstår på grunn av beleggdannelse og aldring av UV-lampe og kvartsglass

Faktorens beleggandel - Estimert fraksjon av UV-lys som passerer gjennom et kvartsglass med belegg sammenlignet med et kvartsglass uten belegg

Faktorens aldringsandel - Estimert fraksjon av UV-lys som emitteres fra gamle lamper sammenlignet med nye lamper, og fraksjonen av UV-lys som passerer gjennom gamle kvartsglass sammenlignet med nye kvartsglass. Slik informasjon er normalt tilgjengelig fra produsent/leverandør

Bioassay – En empirisk vurdering av respons/inaktiveringsgrad av en spesifikk mikroorganisme som utsettes for en bestemt UV-dose

Biodosimetri – Prosedyre for bestemmelse av reduksjons-ekvivalent dose (RED) i en UV-reaktor. Først utsettes en testorganisme for ulike UV-doser i kontrollerte laboratorieforsøk ("collimated beam test") og man setter opp en "standardkurve" som viser oppnådd inaktiveringsgrad (log-reduksjon) mot anvendt UV-dose. Så måler man hvilken log-reduksjon som oppnås for den samme testorganismen ved testing/validering av en bestemt UV-reaktor (testobjekt). Deretter sammenlignes oppnådd log-reduksjon i UV-reaktoren (testobjektet) med dose-responskurven (standardkurven) fra laboratorieforsøkene, og den tilhørende reduksjonsekvivalente dosen (RED) leses av fra kurven

Dose-responsforsøk (Collimated beam test) – Kontrollert benkeforsøk som brukes for å bestemme dose-responsforløpet (log-reduksjonen) for en valgt testorganisme. Metoden innebærer direkte måling av så vel UV-intensitet som eksponeringstid, og beregning av UV-dose på basis av disse målingene og vannets UV-absorbans

Dimensjonerende vannmengde – Maksimal vannstrøm som kan behandles i et UV-anlegg innenfor de gitte krav

Dimensjonerende UV-transmisjon – Minimumsverdien for UV-transmisjon som typisk vil opptre ved dimensjonerende vannmengde

Diffus refleksjon – UV-lys som reflekteres i alle retninger fra en ru flate

Dosebenevning – I Europa anvendes J/m^2 som benevning for UV-dose, i tråd med SI-systemet. Den norske drikkevannsforskriften anvender imidlertid dosebenevningen mJ/cm^2 , en benevning som også er vanlig i USA. Denne benevningen er også anvendt i denne rapporten. $1 \text{ mJ/cm}^2 = 10 \text{ J/m}^2$

Dosekontroll – Strategi for hvordan en UV-reaktor via måling av levert UV-dose kan holde UV-dosen på - eller nær – den spesifiserte (ønskede) verdien. Dette krever som et minimum måling av vannføring, UV-intensitet og lampestatus, men kan også omfatte måling av UV-transmisjon og lampeeffekt. To metoder for dosekontroll dominerer: 1) Bruk av set-punkt for UV-intensitet, og 2) Doseberegning

Dosekontroll via set-punkt for intensitet – Dosekontroll basert på et eller flere set-punkter for UV-intensitet. Man kan anvende et fast set-punkt som gjelder for alle validerte vannføringer, eller flere ulike setpunkter der intensiteten relateres til ulike vannføringer i en tabell eller en ligning. Setpunktene er etablert fra dosebestemmelsene under valideringen/bio-dosimetertesting. Under drift sikres tilstrekkelig UV-dose ved at aggregatet må drives innenfor de etablerte valideringsgrenser med hensyn til vannføring og lampestatus, og ved at UV-intensiteten som måles av UV-sensoren ikke får underskride de etablerte setpunkter (alarmnivåer). Denne metoden innebærer normalt ingen krav om separat måling av UV-transmisjon under drift, siden signalet fra UV-sensoren også vil være avhengig av UV-transmisjonen

Dosekontroll via doseberegning – Dosekontroll basert på en beregning av UV-dose ut fra målt vannføring, UV-intensitet og UV-transmisjon. Beregningsformelen kan være utviklet av leverandøren på rent numerisk grunnlag, men det anbefales at man heller utvikler en empirisk ligning for doseberegning basert på data fra valideringen/biodosimetertesten (USEPA, 2006). Under driftskontrollen beregnes så UV-dosen (normalt i PLS-en) ved at registrerte måleverdier settes inn i denne ligningen og beregnet dose sammenholdes med dosekravet

Dosekrav – Minimum tillatt UV-dose. I Norge kreves doser på 30 eller 40 mJ/cm² som angitt i Drikkevannsforskriften med tilhørende veileder. For nye UV-anlegg anbefales bruk av biodosimetrisk validerte og godkjente UV-aggregater, med en validert dose på 40 mJ/cm²

Drift utenfor spesifikasjonene ("off-spec" drift) – En UV-anlegg som drives utenfor validert/sertifisert område, for eksempel med høyere vannføring eller lavere UV-transmisjon enn godkjenningen/sertifiseringen gjelder for

Emisjonsspektrum – Fordeling av utstrålt energi på ulike bølgelengder fra en lampe/lampetype (jfr. monokromatisk og polykromatisk)

Fluence – Samme som UV-dose (RED) når den er målt indirekte ved biodosimetri

Fotodetektor – En utstyrsenhet som genererer en elektrisk strøm som er proporsjonal med UV-lystintensiteten på detektorens overflate

Første ordens inaktivering – En inaktivering (log-reduksjon) som er direkte proporsjonal med UV-dosen

Germicidal effektivitet – Mikrobepende effekt, dvs. den relative inaktiverings-effektiviteten av hver UV-bølgelengde i et emisjonsspektrum, noe som ofte tilnærmes ved den relative absorbansen av DNA ved hver bølgelengde

Germicidalt område – Det UV-bølgelengdeområdet som gir inaktivering av mikroorganismer (200-300 nm)

Germicidal sensor – En UV-sensor med responsområde (måleområde) hovedsakelig innen det germicidale bølgelengdeområdet 250-280 nm, og som gir mindre enn 10 %

respons på lys med bølgelengder over 300 nm når den er montert i UV-reaktoren og registrerer UV-lyset etter passasje gjennom det vannet som skal behandles

Ikke-germicidal sensor – En UV-sensor med et responsområde (måleområde) som ikke er begrenset til det germicidale bølgelengdeområdet (200-300 nm)

Inaktivering – En prosess der mikroorganismer mister sin reproduktibilitet og derved sin infektivitet/evne til å gi infeksjon

Innbrenning av UV-lamper – Lyseemisjonen og utstrålt UV-intensitet fra nye kvikksølvlamper vil endres raskt i de aller første driftstimene, for så å stabiliseres når urenheter i lampen er brent bort. Dette tar typisk ca. 100 timer. Noen lampetyper kan gi en rask økning i intensitet de første timene, for så å avta

Kvartsrør – Rør som omgir og beskytter selve UV-lampene og skiller disse fra vannet. Slike rør er normalt laget av kvarts fordi dette materialet har høy transmisjon for UV-lys. Utsiden av røret er i kontakt med vannet, mens man på innsiden normalt har en lufttomme på ca. 1 cm mellom lampekonvolutt og kvartsrøret

Lampekonvolutt – Utsiden av en UV-lampe, typisk kvartsglass

Lampelevetid – Lampens driftstid innen den bør skiftes

Lavtrykklamper (LP lamper) – Lamper (kvikksølvldamp) som gir monokromatisk lys ved 254 nm bølgelengde og en driftstemperatur på 30-50 °C. Lampene har et lavt indre damptrykk (0.1-10 Pa) og energitilførsel/effektforbruk på ca. 0.2-0.4 W/cm, dvs. ca. 40 W for en 4 ft (122 cm) standard lampe

Lavtrykklamper med høyt utbytte (LPHO lamper) – Lavtrykkslamper (kvikksølvldamp eller amalgam) som gir monokromatisk lys ved 254 nm bølgelengde, med samme indre damptrykk av kvikksølv som LP-lamper, men med høyere driftstemperatur (ca. 100 °C), høyere energitilførsel/effektforbruk (0.6 - 1.2 W/cm), og høyere UV-intensitet enn i vanlige LP-lamper. Grunnet den høyere driftstemperaturen er disse lampene mindre sensitive for vanntemperaturen enn vanlige LP-lamper

Mellomtrykkslamper (MP lamper) – Mellomtrykkslamper (kvikksølvldamp) med indre damptrykk i området 50-300 kPa (0.5-3 atm), driftstemperatur på 600-900 °C og energitilførsel/effektforbruk på 125 - 200 W/cm (opptil 30 kW pr. lampe), noe som gir et bredspektret (polykromatisk) lys innenfor bølgelengdeområdet for UV og synlig lys (185-600 nm)

Mikrobiell reparasjon – Dette er enzybaserte mikrobielle prosesser som kan reparere/regenerere ødelagte eller defekte deler av DNA-molekylet. Energien til dette kan tas fra lys (fotoreparasjon) eller fra kjemiske reaksjoner (mørkereparasjon)

Fotoreparasjon – En mikrobiell lysavhengig prosess der enzymer aktiveres av lys i UV- eller synlig bølgelengdeområde til å reparere UV-induserte ødeleggelser i DNA-molekylet eller deler av dette

Mørkereparasjon – En enzybasert mikrobiell prosess som reparerer ødelagte seksjoner av DNA, med energi fra kjemiske reaksjoner uten behov for lys

Minimum UV-transmisjon – Den laveste UV-transmisjonen som kan forventes under UV-anleggets levetid. Dette er en viktig parameter fordi UV-reaktoren designes og valideres for å dekke variasjonsområdene for UV-transmisjon og vannføring som kan forventes å oppstå ved anlegget

Monokromatisk lys – Lysenergi som omfatter bare én bølgelengde, slik det emitteres fra LP eller LPHO-lamper

MS-2 bakteriofag – En ikke-patogen bakteriofag som brukes som testorganisme (USEPA) under valideringstesting av UV-reaktorer

Off-line kjemisk vask (OCC) – En vaskeprosess for kvartsglass som innebærer at UV-reaktoren settes ut av drift før det sprøytes en vaskeløsning (typisk en svak syre) inn i UV-reaktoren gjennom en serviceport. Etter viss kontakttid for å løse opp belegg, dreneres og renses reaktoren før den igjen settes i drift

On-line mekanisk rengjøring (OMC) – En prosess for rengjøring av kvartsglass hvor en automatisk "visker" (for eksempel en O-ring) tørker av kvartsrørene med en valgt frekvens

On-line mekanisk-kjemisk rengjøring (OMCC) – En prosess for rengjøring av kvartsglass hvor en automatisk "visker" (for eksempel en O-ring) sprøyter på en kjemisk vaskeløsning og tørker av kvartsrørene med en valgt frekvens

Petrifaktor – En faktor som anvendes i kontrollerte dose-respons forsøk (collimated-beam tester) for å angi forholdet mellom middelverdien av UV-intensiteten for hele tverrsnittet og intensiteten målt i sentrum av den anvendte Petri-skålen

Polykromatisk lys – Lysenergi som inneholder et bredt spekter av bølgelengder, slik det emitteres fra MP-lamper

Referansesensor – En kalibrert, ekstern UV-intensitetssensor som brukes for kontroll og kalibrering av UV-sensorer

Regulering av UV-dose – For å holde den leverte UV-dosen på – eller nær – det spesifiserte dosekravet, kan man programmere PLS-en til å styre/regulere energitilførselen til lampene (lampeeffekten), og/eller slå av eller på UV-lamper/UV-aggregater i takt med endringer i vannføring, UV-intensitet og UV-transmisjon

Sensorkorreksjonsfaktor – En midlertidig korreksjonsfaktor som brukes for å kunne holde et UV-aggregat midlertidig i drift selv om UV-mastersensoren ikke skulle la seg kalibrere og ikke umiddelbart kan skiftes ut med en ny

Set-punkt (drifts-/alarmpunkt) – En spesifikk verdi for en kritisk doserelatert parameter, for eksempel UV-intensitet. Set-punkter etableres under den biodosimetriske testingen, og sammenlignes under vanlig drift med registrerte måleverdier for å sikre at dosekravene er oppfylt

Synlig lys – Lys med bølgelengde i det synlige området (380 – 720 nm)

Testorganisme (challenge microorganism) – En ikke-patogen mikroorganisme som anvendes i valideringstesting av UV-reaktorer. I Europa anvendes ofte sporer av *Bacillus subtilis*, mens man i USA anvender flere typer, bl.a. MS2 bakteriofager (bakterievirus)

UV-Absorbans (UV₂₅₄ eller A₂₅₄) – Mål på mengde UV-lys med 254 nm bølgelengde som absorberes av vannet

UV-Absorpsjon – Opptak/overføring av UV-lys til andre energiformer ved UV-bestråling av vann

UV-dose (UV-D) – Energimengde i form av UV-lys pr. arealenhet som treffer en flate (mJ/cm^2 eller J/m^2). Den UV-dose som tilføres en mikroorganisme i en UV-reaktor påvirkes av utstrålt intensitet, av absorpsjon av UV-lys i vannfase og i kvartsglass, og av refleksjon, brytning og spredning av UV-lys fra overflater, grenseflater og partikler i vannet. I tillegg anvendes flere andre doserelaterte ord og uttrykk:

UV-dose fordeling – Fordelingen av levert UV-dose som mikroorganismene mottar i en UV-reaktor med gjennomstrømning, gjerne fremstilt som et histogram

Reduksjons-ekvivalent dose (RED) – Den UV-dosen som fremkommer når den beregnes indirekte ved biodosimetri, og som leses av fra dose-responskurven som er satt opp på bakgrunn av collimated beam-testen ("standardkurven") for den oppnådde log-reduksjonen som er målt ved fullskala reaktortesting. RED-verdien gjelder bare for den testorganismen som er anvendt, og bare for de driftsforhold som er anvendt under full-skala reaktortesten/valideringen, Se også **fluence**

Dosekrav (D_{req}) – Den UV-dosen (mJ/cm^2) som trengs for å oppnå ønsket log-reduksjon for en bestemt mikroorganisme, evt. et bestemt minimumskrav/anbefaling, for eksempel $40 \text{ mJ}/\text{cm}^2$

Validert dose (D_{val}) – Den UV-dosen (mJ/cm^2) som er levert av en UV-reaktor, og som er bestemt gjennom biodosimetrisk testing/validering. Ved validering etter USEPA-standard fremkommer den validerte dosen D_{val} ved å dividere RED med en valideringsfaktor, VF. Det er den validerte dosen som må sammenlignes med dosekravet (for eksempel $40 \text{ mJ}/\text{cm}^2$) og oppfylle dette

Beregnet dose – Den UV-dosen som er beregnet ut fra dose-responsligningen som ble satt opp under valideringen, og som er en funksjon av driftsforhold som vannføring, UV-intensitet, UV-transmisjon og antall lamper/aggregater i drift

UV dose-respons – Kurve/tabell som angir sammenhengen mellom UV-dose og inaktiveringsgrad (log-reduksjon) for en bestemt mikroorganisme

UV-intensitet (UV-I) – Intensitet av UV-lys, dvs. effekt pr. arealenhet (W/cm^2) målt normalt på innkommende lysretning, slik den måles vha en UV-intensitetssensor i en UV-reaktor eller vha et radiometer (laboratorium/collimated beam tester)

UV-lampestatus – En parameter som måles under valideringstesting og vanlig drift, og som angir hvorvidt en bestemt UV-lampe er av eller på

UV-lys – Lys med bølgelengde i området 200-400 nm

UV-reaktor – Et kammer hvor vann utsettes for bestråling med UV-lys, og som består av UV-lamper, kvartsrør, UV-sensorer, vaskesystemer, og ledevegger eller annen form for strømningskontroll. UV-reaktoren inneholder også utstyr for måling av levert UV-dose, for eksempel UV-intensitetssensorer og UV-transmisjonsmålere

UV-reaktorvalidering – Eksperimentell testing for å bestemme under hvilke driftsbetingelser en UV-reaktor kan levere en UV-dose som tilfredsstiller et gitt dosekrav

UV-sensitivitet – En mikroorganismes resistens mot inaktivering fra UV-lys (mJ/cm^2 per log inaktivering)

UV-sensor – En fotosensitiv sensor som registrerer UV-intensiteten på det aktuelle sted/målepunkt og konverterer signalet til et strøm-/spenningssignal. Hvert UV-aggregat

har normalt flere UV-sensorer, hvorav én anvendes som "master" i forhold til styringssystem/doseringskontroll.

UV-transmisjon (UV-T) – Et mål for andelen av innkommende UV-lys som slipper gjennom et materiale som eksempelvis vann eller kvartsglass. UV-T måles/oppgis vanligvis for en bølgelengde på 254 nm og en bestemt lysvei/kyvettelengde. I Norge benyttes i regelen 10 eller 50 mm kyvettelengde, men i USA benyttes 10 mm som standard. UV-T uttrykkes ofte i % (med destillert vann som 100 % referanse), og relateres også ofte til UV-absorbans (A_{254}) via følgende likning (10 mm kyvette):
$$UV-T (\%) = 100 \cdot 10^{-A}$$

Valideringsfaktor VF – En faktor som anvendes ved testing/validering etter amerikansk standard (USEPA 2006) for å kompensere for feil (bias) under valideringen og usikkerheter i måleprosessene. Den funne RED divideres med valideringsfaktoren VF for å finne den validerte dosen, som er den dosen som må oppfylle dosekravet. (Validert dose = RED/VF).

Valideringsforhold – De driftsbetingelser (vannføring, UV-I, UV-lampestatus, etc.) som anvendes under biodosimetertestingen for å verifisere at doseleveransen fra den aktuelle UV-reaktoren oppfyller kravene

Valideringsusikkerhet – Usikkerhet som tar høyde for feil i de målinger som utføres under valideringen og som danner grunnlaget for en driftskontroll basert på bruk av et set-punkt for UV-intensitet eller en beregnet UV-dose

1. Bakgrunn og innledning

- ***Giardiasis-epidemien i Bergen 2004 demonstrerte behovet for barriere(r) mot parasitter også ved norske vannverk***
- ***Vannkilden som hygienisk barriere er i beste fall usikker i sirkulasjons-periodene vår og høst og i verste fall det meste av året***
- ***Vi trenger derfor ofte å styrke behandlings- og/eller desinfeksjonsbarrierene***
- ***Hva sier drikkevannsforskriften om barrierer og om UV?***

Basert på en sterkt voksende interesse for UV-desinfeksjon nasjonalt og internasjonalt, og ut fra noe blandede erfaringer og tilbakemeldinger fra eksisterende anlegg, initierte Norsk Vann (tidligere NORVAR) i samarbeid med Svenskt Vatten i 2007 et prosjekt med formål å utarbeide en veiledning for UV-anlegg for desinfeksjon av drikkevann. SINTEF ble valgt som utførende instans/rådgiver.

Hovedhensikten med rapporten har vært å øke forståelsen for UV-desinfeksjon generelt, for UV-anleggs funksjon og virkemåte, og for å sikre korrekt dimensjonering og god drift av UV-anlegg. Man har lagt spesiell vekt på å belyse en rekke utvalgte forhold knyttet til forundersøkelser, dimensjonering og drift av UV-anlegg, samt å gi anbefalinger basert på dagens kunnskapsstatus:

1. Det teoretiske grunnlaget og prinsippene for UV-desinfeksjon
2. Oppbygningen av UV-anlegg med de viktigste systemkomponentene
3. Godkjenning og biodosimetrisk testing/validering av UV-anlegg
4. Nødvendige forundersøkelser ved valg av UV-anlegg (vann- og strømkvalitet, forbehandling og øvrig vannbehandling, effekt av klimaforandringer, etc.)
5. Anbefalinger for utforming og dimensjonering av UV-anlegg
6. Driftserfaringer og anbefalinger for drift, overvåking og vedlikehold av UV-anlegg
7. Spesielle forhold ved anlegg godkjent etter tidligere ("gammel") ordning
8. Anbefalinger vedrørende kontraktsforhold og avtaler

I Norge har UV-desinfeksjon lenge vært i utstrakt bruk på små vannverk, primært av praktiske og økonomiske årsaker. Det var imidlertid først etter oppdagelsen i 1997/1998 av at UV-lys selv i relativt lave doser evnet å inaktivere klorresistente parasitter (*Cryptosporidium*) at interessen for denne metoden skjøt fart internasjonalt, og også for de store vannverk. I Norden er behandlingsanleggene i Helsinki og Stockholm (Lovø), Stavanger (IVAR) og Oslo (Nye Oset) eksempler på store behandlingsanlegg med UV-desinfeksjon. Wright et al. (2006) opplyser at mer enn 150 vannverk i Nord-Amerika har installert eller planlegger å installere UV-desinfeksjonsanlegg med kapasiteter i området 80 - 350 000 m³/h. I Østerrike finnes mer enn 2000 UV-anlegg, men de fleste av disse er små (Sommer 2008).

UV-desinfeksjon av drikkevann er et omfattende tema, og man har derfor måttet begrense prosjektet på en rekke felter. Man har bevisst forsøkt å prioritere en generell kompetanseutvikling for tema og spørsmålsstillinger som anses spesielt relevante for nordiske forhold. Dette gjelder godkjenning/sertifisering, kvalitet på vann- og strømtilførsel, beskrivelse av sentrale utstyrskomponenter (lampetyper m.v.), forhold til øvrig vannbehandling, beleggdannelse og beleggkontroll/vask, sensorer og kontrollsystemer, styring og regulering av UV-dose, samt forhold knyttet til kontrakter, kontroll og tilsyn. De foreslåtte kontraktsvilkår er knyttet til dokumentasjon, pålitelighet, driftsøkonomi og garantier, noe som vi håper vil kunne bidra til å gjøre vannverkene til mer krevende og profesjonelle kunder.

1.1. Giardiasis-epidemien i Bergen – En vekker

Høsten 2004 ble 4000-6000 personer i Bergen smittet av parasitten *Giardia lamblia*. Av disse ble drøyt 1400 registrert syke, og mer enn to år etter epidemien er det fortsatt 200-400 personer som sliter med til dels alvorlige symptomer.

Epidemien skyldtes etter all sannsynlighet tilførsel av avløpsvann fra utette private ledninger i et boligområde nær vannkilde og vanninntak i Svartediket. Grunnet et sett med gamle dammer var det ikke dypvann, men vann fra 10-14 m dyp som ble tatt inn i råvannsinntaket. Vannbehandlingen var kun siling og klorering, og utgjorde derfor heller ingen barriere mot klorresistente protozoer som *Giardia* eller *Cryptosporidium* (Eikebrokk et al. 2006).

Nye Svartediket vannbehandlingsanlegg ble satt i drift i juni 2007. Vannbehandlingen består av koagulering og kontaktfiltrering, med alkalisk filtrering for korrosjonskontroll og UV for desinfeksjon. UV-desinfeksjonstrinnet ble for øvrig installert som et hastetiltak ved det gamle anlegget allerede i februar 2005.

Svartediket forsynte høsten 2004 ca 25 000 personer. Til sammenligning forsyner Maridalsvannet i Oslo og Jonsvatnet i Trondheim henholdsvis ca. 550 000 og ca 170 000 personer. Konsekvensene ved et eventuelt utbrudd i disse byene vil derfor kunne bli betydelig større enn i Bergen. Man vet også at kloakktilførsler kan skje også her (noe som skjedde i Trondheim under regnvær/flom vinteren 2006), og det er registrert tidvis forekomst av parasitter begge steder. I Oslo ble Nye Oset vannbehandlingsanlegg satt i drift i 2008. Her benyttes koagulering/filtrering og UV-desinfeksjon, noe som vil gi de foreskrevne to hygieniske barrierer forutsatt optimal anleggsdrift. Vannbehandlingen i Trondheim består i 2008 av siling og korrosjonskontroll samt desinfeksjon med klor, noe som ikke innebærer noen effektiv barriere mot protozoer som *Giardia* og *Cryptosporidium*. En oppgradering av vannbehandlingsanlegget er derfor under utredning, og et UV-anlegg er under bygging.

I tillegg til de nevnte byer er UV nylig installert eller under installasjon eller planlegging ved en lang rekke andre vannverk. Samtidig er erfaringene fra eksisterende UV-anlegg ikke udelte positive. Dette illustrerer behovet for en veileder for UV-anlegg.

1.2. Klimaforandringene påvirker råvannskvalitet og kildebarrierer

Norsk Vann har nylig gitt ut en rapport om vannkilder som hygieniske barrierer (Hem et al., 2008). Rapporten viser at selv store vannkilder normalt bare vil utgjøre en hygienisk barriere i deler av året. Det er særlig i sirkulasjonsperioden vår og høst at kildebarrieren svikter.

De pågående klimaforandringene med mer ekstreme nedbør-, vind- og flomepisoder synes å bidra til en forringelse av råvannskvaliteten, mikrobiologisk så vel som fysisk/kjemisk (NOM). Sammen med høyere temperaturnivåer og mildere vintre, økt algevekst, økt globalisering og økt smittepress, bl.a. fra vektorbaserte sykdommer/større reisevirksomhet, gjør dette at vannkildens hygieniske barriereeffekt sannsynligvis vil forringes ytterligere i fremtiden.

Man må derfor regne med at en større andel av den totale barriereeffekt i fremtiden vil måtte pålegges desinfeksjonen og den øvrige vannbehandling. Videre vil en økende NOM-trend, et forhold som i alle fall delvis synes å være forårsaket av redusert tilførsel av sur nedbør, påvirke UV-desinfeksjonene direkte ved at UV-transmisjonen reduseres. Under slike forhold er det spesielt viktig at så vel desinfeksjons- som vannbehandlingsanleggene dimensjoneres og drives optimalt

1.3. UV veiledere og valideringsprosedyrer

Den foreliggende rapport bygger i stor grad på en omfattende teknisk veiledning/manual om UV desinfeksjon som ble utgitt i USA i 2006. (UV Disinfection Guidance Manual (UVDGM), USEPA 2006), samt på de østerrikske og tyske standardene for UV-desinfeksjon av drikkevann (ÖNORM M5873 1-2, 2003/2004; DVGW W 294 1-3, 2006).

Dette utgjør p.t. de tre tilgjengelige valideringsprosedyrene for UV-reaktorer som skal anvendes for desinfeksjon av drikkevann. Norge, Australia og New Zealand aksepterer validering av UV-reaktorer etter alle 3 standarder.

Selv om biodosimetrisk validering og testing er utstyrsprodusentenes og leverandørenes ansvar mer enn vannverkenes, er det etter vår oppfatning viktig også for vannverk, rådgivere, m.fl. å kjenne til grunnprinsippene bak biodosimetri og biodosimetriske valideringsprosesser. Dette er derfor i grove trekk gjennomgått i rapporten, og med henvisninger til vedlegg, litteratur og web-sider for mer utdypende beskrivelser. Det er også viktig å være klar over at valideringsprosedyrene varierer noe mellom de ulike standardene.

UV desinfeksjon omtales forøvrig som en del av mer generelle veiledninger og rapporter i en rekke land, samt i WHO's veiledninger om drikkevann (WHO, 2006). Her har man imidlertid fokusert mer på effekter og muligheter enn på tekniske forhold knyttet til design og drift av UV-anlegg. Den amerikanske vannverksforeningen (AWWA) har også nylig utgitt en håndbok om UV-desinfeksjon (Bolton and Cotton, 2008).

1.4. Drikkevannsforskriften og UV-desinfeksjon

Forskrift om vannforsyning og drikkevann (**Drikkevannsforskriften**) (Helse- og Omsorgsdepartementet, 2001) har flere punkter som berører eller er relevante i forhold til UV-desinfeksjon:

§14: Vannkilde og vannbehandling

Vannbehandlingsprosessene skal være tilpasset den aktuelle råvannskvalitet, forholdene i tilsigsområdet, materialene i og utformingen av transportsystemet.

For å sikre hygienisk betryggende drikkevann, skal eier av godkjenningsspliktig vannforsynings-system og meldepliktig vannforsyningssystem 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.

I **Veilederen** til Drikkevannsforskriften (Mattilsynet, 2005) utdypes og beskrives enkelte forhold ytterligere:

Til §3 Definisjoner gis ytterligere omtale av en 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.

Det som det er viktig å gardere seg mot ved å etablere hygieniske barrierer, er derfor sykdomsfremkallende bakterier, virus, parasitter, andre mikroorganismer, fysiske stoffer (for eksempel radioaktive isotoper som kan medføre helsebetenkelig stråling) og ulike helsebetenkelige kjemiske stoffer som kan tilføres (for eksempel ved et utslipp) eller utvikles i vannet (for eksempel ved algeoppblomstring).

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

Til §14 Vannkilde og vannbehandling gis ytterligere presiseringer av at godkjenningspliktige vannforsyningssystemer skal ha minst to hygieniske barrierer. Videre angis indikatorverdier for 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.

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. Kravet om minst 2 hygieniske barrierer vil derfor måtte håndteres forskjellig avhengig av om det er kjemiske stoffer og/eller mikroorganismer som utgjør de utfordringer som vannbehandlingen skal løse.

Tabell C i denne veilederen gir oversikt over vanlige behandlingsmetoder med tilhørende parametere, som kan fungere som hygienisk barriere. Disse parametrene fungerer som indikatorparametere for den angitte vannbehandlingsmetoden. Siden råvannskvalitet, dimensjonering, anleggsutførelse og drift vil være viktig for hvorvidt vannbehandlingen er en hygienisk barriere, er det i tabell C også angitt hvilken ytelse disse metodene i så fall bør ha/gi under driften av vannbehandlingsanlegget for bestemte parametere.

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.

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. Dersom man ønsker å benytte kjemiske eller fysiske indikatorer på at anlegget fungerer som en hygienisk barriere, kan følgende parametere i tabell C, med tilhørende indikatorverdi, anvendes som driftsparametere (utdrag):

Parameter	Enhet	Indikatorverdi	Merknader
Vannbehandlingsanlegg med UV-bestråling			
UV-stråledose	Milliwattsek (mWs) pr. cm ² (mJ/cm ²)	> 30	En dose på > 30 anses å være en hygienisk barriere ovenfor bakterier, virus og parasitter. Doseverdien refererer seg til en beregnet verdi, jf. eksisterende ordning i Norge
		> 40	Dersom bakteriesporer også skal inaktiveres. Denne doseverdien refererer seg til målt verdi basert på dosimetertest
Vannbehandlingsanlegg med koagulering			
Aluminium	mg Al/L	< 0.15	Gjelder når aluminium benyttes som koaguleringsmiddel
Jern	mg Fe/L	< 0.15	Gjelder når jern benyttes som koaguleringsmiddel

Farge	mg Pt/L	< 10	Ved Al eller Fe koagulering bør verdien normalt være < 5
Total organisk karbon (TOC)	mg C/L	< 3.0	Skal i flg. Tabell 3 i forskriften måles når levert vannmengde er større enn 10 000 m ³ pr. døgn. Ved mindre vannmengder er det valgfritt om man vil måle TOC eller COD-Mn. Indikatorverdien er den samme, men enheten blir forskjellig.
Turbiditet	FNU	< 0.2	Gjelder utløp fra hvert enkelt filter. Parameteren bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig for hvert filter.
Partikkelantall	Antall partikler fra 2-400 µm/mL	< 500	Gjelder utløp fra hvert enkelt filter. Parameteren bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig for hvert filter.

Veilederens §14 sier videre følgende 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.

Som enhet for UV-dose anvender Veilederen til den norske drikkevannsforskriften som vist over mWs/cm² eller mJ/cm². Dette er også vanlig benevnning i USA.

I Europa anvendes vanligvis J/m² (1 mJ/cm² = 10 J/m²), noe som er mer i tråd med SI-systemet. Videre anvendes i stadig større grad "fluens" som betegnelse på UV-dose i biodosimetrisk validerte systemer.

I denne rapporten har vi primært anvendt begrepet UV-dose, med benevnning mJ/cm².

Stikkordsmessig oppsummering

- ♣ ***Giardiasis-epidemien i Bergen 2004 har utvilsomt bidratt til å styrke sikkerhetsbarrierene - også mot parasitter - ved norske vannverk***
- ♣ ***Drikkevannsforskriften stiller krav om at overflatevann skal desinfiseres, og at det skal finnes minst to hygieniske barrierer***
- ♣ ***Veilederen til drikkevannsforskriften beskriver UV som én av flere desinfeksjonsmetoder, at desinfeksjonen bør være dimensjonert for råvannskvaliteten, og gir anbefalinger for UV-dose i forhold til hvilke mikroorganismer som skal inaktiveres***
- ♣ ***Nye UV-anlegg bør være biodosimetrisk testet/validert***

2. Kort om UV-desinfeksjon

- **Hva er historien bak UV som desinfeksjonsmetode?**
- **Hva er status for metoden i dag?**
- **Hva er de viktigste fordeler og ulemper med metoden?**
- **Hvor effektiv er UV for inaktivering av bakterier, parasitter og virus?**
- **Kan UV gi negative vannkvalitetsendringer?**

2.1. Historisk gjennomgang

Sentrale hendelser i den historiske utviklingen av dagens systemer for UV-desinfeksjon kan oppsummeres som følger (Bolton and Cotton 2008; FHI 2008):

1801: Johann Ritter, en farmasøyt fra Silesia (nåværende Polen) oppdaget UV-lys ved å vise at sølvklorid ble effektivt dekomponert av usynlig lys med lavere bølgelengde enn fiolett lys.

1877: Downes og Blunt (1877) observerte at testrør fylt med bakteriesuspensjoner etter hvert ble sterile som følge av sollyseksponering.

1878: Downes og Blunt (1878) observerte ved bruk av fargefiltre at det var den blå og fiolette del av spekteret som forårsaket bakterieinaktivering.

1900: Den danske legen Niels Finsen, som anses å være grunnleggeren av moderne lysterapi, oppdaget at UV-behandling kunne kurere *lupus vulgaris*, en form for tuberkulose i huden. For dette fikk han Nobelprisen i fysiologi/medisin i 1904.

1901: Klordesinfeksjon av drikkevann introduseres ved vannverket i Middelkerke i Belgia.

1903: Bernhard og Morgan oppdaget at bakterier var mest sensitive for inaktivering ved bølgelengder rundt 250 nm (Lorch 1987).

1904: Den tyske glassblåseren Richard Kühn lærte hvordan man kunne blåse kvarts og produserte den første kvikksølvlampe omgitt av kvartsglass.

1904-1905: Hertel viste at UV-lys fra lysbuelamper hadde langt kraftigere effekt på mikroorganismer enn sollys. Han viste at effektiviteten kunne rangeres som følger: UV-C > UV-B > UV-A.

1910: Henri et al. (1910a, b) beskrev det første anlegget som anvendte UV-lys til å desinfisere vann i Marseilles, Frankrike. Men grunnet tekniske problemer, upålitelige UV-lamper og ustabil strømforsyning ble UV-anlegget stengt etter kort tid.

1914: Henri og Moycho (1914) fant at 280 nm var den mest letale av de bølgelengdene som ble emittert fra kvikksølvlamper. (Man visste altså ikke den gang at bølgelengder på 254 nm er de mest effektive).

1920-årene: Klordesinfeksjon ble introdusert i USA. Siden klorering var mye billigere, ble UV-desinfeksjon som metode liggende nede til midten av 1950-årene.

1929: Gates (1929, 1930) var den første som utførte detaljerte studier av inaktivering av *E.coli* ved ulike bølgelengder, og han var også den første til å påvise at den optimale bølgelengde for inaktivering av *E.coli* var 260 nm.

1949: Kelner (1949a, b) oppdaget fotoreaktivering, og fant at bakterier som ble lagret etter en UV-eksponering hadde evne til å reaktivere. Evnen til reaktivering var særlig stor ved lagring i synlig eller nær UV-lys.

1955: De første moderne lavtrykks UV-installasjoner ble gjort på vannbehandlingsanlegg i Sveits og Østerrike.

1960: Beukers og Berends (1960) UV-bestrålte frosne thyminløsninger og greide å isolere basepar (thymin dimere), noe som dannet basis for dagens konsensus om at UV-inaktivering blir initiert ved dannelse av thymin dimere fra nærliggende thyminer i DNA molekylet.

1974: Statens Institutt for folkehelse (SIFF) starter en norsk typegodkjenningsordning.

1975: UV-desinfeksjon ble introdusert i Norge som et resultat av bekymring vedrørende dannelse av desinfeksjonsbiprodukter ved bruk av klor.

1978: En vellykket demonstrasjon av et fullskala UV-anlegg ble gjennomført i New Jersey, USA (Scheible and Bassel 1981).

1983: SIFF starter kapasitetsberegning av UV-aggregater i forhold til vannets UV-transmisjon.

1985: Mer enn 1500 UV-anlegg er i drift i Europa, de fleste for behandling av grunnvann og infiltrert vann.

1989: SIFF utgir veiledningen: Desinfeksjon av drikkevann. Ultrafiolett bestråling.

1996: Malley et al. (1996) fant at bruk av UV doser på 40 mJ/cm² eller lavere ikke påvirket dannelsen av de desinfeksjonsbiprodukter som er regulert i USA.

1998: Inntil dette året har anvendelsen av UV for desinfeksjon av drikkevann i Nord-Amerika vært svært begrenset, unntatt for små grunnvannssystemer. Dette var delvis forårsaket av den gjeldende oppfatning at UV ikke var effektiv ovenfor protozoer som *Giardia* og *Cryptosporidium*.

1998: Bolton m. fl. (Bolton et al. 1998) oppdaget - i strid med gjeldende oppfatning - at UV svært effektivt kunne inaktivere *Cryptosporidium*. Man fant senere at det samme var tilfellet for *Giardia*. Deres konklusjon var basert på forsøk som viste at UV svært effektivt inhiberte protozoenens evne til å infisere mus. Dette viste at UV kunne brukes som en bredspektret desinfeksjonsmetode for inaktivering av protozoer, bakterier og de fleste virus. Som et resultat av dette har det siden 1999 vært en bemerkelsesverdig økning i interessen for bruk av UV for desinfeksjon av drikkevann.

2001: Sommer et al. (2002) rapporterer at antallet UV-desinfeksjonsanlegg i Europa nå overstiger 6000, de fleste for behandling av grunnvann.

2001: Østerrike utgir normer for UV-anlegg for desinfeksjon av vann med lavtrykks-lamper (ÖNORM M5873-1, 2001).

2002: Folkehelsa starter å basere typegodkjenningen av UV-aggregater på biodosimetri (ÖNORM og DVGW-Arbeitsblatt).

2003: Østerrike utgir normer for UV-anlegg for desinfeksjon av vann med mellomtrykkslamper (ÖNORM M5873-2, 2003)

2003: USEPA utgir en foreløpig versjon (draft) av en UV-veiledning, Ultraviolet Disinfection Guidance Manual (UVDGM), noe som stimulerer anvendelsen av UV i hele USA, også på større anlegg.

2006: Tyskland utgir normer for UV-anlegg til desinfeksjon i vannforsyningen (DVGW W 294 1-3, 2006)

2006: USEPA utgir den endelige versjonen av UV-veiledningen, UVDGM (USEPA 2006b)

2.2. Fordeler og ulemper med UV desinfeksjon

UV som desinfeksjonsmetode har fordeler og ulemper, hvorav de viktigste er angitt nedenfor (Bolton and Cotton, 2008):

Fordeler:

1. UV-bestråling med doser på 40 mJ/cm² gir en effektiv inaktivering av bakterier, parasitter og de fleste virus. Herunder også *Giardia* og *Cryptosporidium*. Unntaket er *Adenovirus*, som er svært UV-resistent og følgelig krever høyere UV-doser
2. UV gir ingen signifikante endringer i vannkvalitet, hverken hva gjelder TOC, pH, korrosivitet, turbiditet eller potensial for dannelselse av desinfeksjonsbiprodukter (DBP)
3. UV-desinfeksjon er en relativt rimelig metode med lave kapital- og drifts-kostnader sammenlignet med alternative desinfeksjonsløsninger for protozoer
4. UV-anlegg er normalt relativt enkle å drive, basert på måling av vannføring, UV-intensitet og vannkvalitet
5. UV-anlegg er relativt lite arealkrevende (low footprint), og kan normalt lett installeres/tilpasses på eksisterende vannbehandlingsanlegg. Man bør imidlertid huske at et UV-anlegg består av mer enn bare selve UV-aggregatene, og at det kreves plass også til rørføringer, ventiler, måleinstrumenter, m.m.
6. UV-desinfeksjonsanlegg anvender ikke kjemikalier. Noen anlegg anvender imidlertid kjemiske vaskeløsninger som kan inneholde syrer, detergenter, m.v.
7. En UV-desinfeksjonsprosess forløper svært raskt, med typiske eksponeringstider på noen få sekunder

Ulemper:

1. UV gir ingen resteffekter, dvs. ingen desinfeksjonsvirkning i distribusjonsnettet. Dette innebærer at klor eller kloraminer må anvendes i tillegg dersom man ønsker en resterende desinfeksjonsvirkning i distribusjonssystemet (ikke praksis i Norge)
2. Det er p.t. ikke mulig å måle UV-dose direkte, noe som innebærer at drift av UV-anlegg må baseres på indirekte målinger/sensormålinger (vannmengde, UV-intensitet, og evt. UV-transmisjon)
3. Drift av UV-anlegg kan være relativt arbeidskrevende dersom beleggdannelsen ikke kan kontrolleres med viskere/vasking
4. De fleste UV-lamper er kun garantert ned til en vanntemperatur på 5 °C. Lavere temperaturer kan gi ulemper som redusert levetid på UV-lampene, økt fare for dannelselse av visse typer belegg, økt hydraulisk trykktap, etc
5. De fleste UV-lamper inneholder kvikksølv damp. Håndtering av lamper og lampebrudd/brekkasje innebærer derved en potensiell HMS-risiko. Hva gjelder risikoen for kvikksølvforurensning av drikkevannet, viser amerikanske beregninger (USEPA 2006) at grenseverdiene for Hg ikke vil overskrides selv om alt kvikksølv i en lampe havnet i vannfasen. Et aggregat kan imidlertid inneholde svært mange lamper, og slike forhold bør derfor gjøres til gjenstand for nærmere vurderinger og risikovurderinger, forslagsvis i regi av FHI

6. UV-anlegg er avhengig av en stabil og god strømforsyning. Selv korte strømbrydd (strømblink) og spenningsforandringer ut over 10-30 % av nominell verdi kan bevirke at UV-lamper slukkes og settes ut av drift for en periode på 1-5 minutter.
7. Gode systemer for nødstrøm og uavbrutt strømforsyning (UPS) er nødvendige systemkomponenter for å sikre god driftsstabilitet og at UV-anlegg oppfyller dosekravet, dvs. drives innenfor det verifiserte/sertifiserte området for en hygienisk sikker drift
8. UV-desinfeksjon er lite effektiv overfor visse typer virus, og det er spesielt inaktivering av *Adenovirus* som krever langt høyere doser ($> 100 \text{ mJ/cm}^2$) enn de man i dag anvender (40 mJ/cm^2)
9. Med de typiske UV-doser som i dag anvendes (40 mJ/cm^2), synes dannelsen av desinfeksjonsbiprodukter å være lav eller neglisjerbar. Men dersom man i fremtiden skulle innføre krav om vesentlig høyere UV-doser, eksempelvis for å oppnå inaktivering også av mer resistente virustyper (se pkt. 8 ovenfor), vil dette kunne innebære økt dannelse av desinfeksjonsbiprodukter (nitritt, AOC/BDOC, toksiske stoffer, etc.)
10. Noen mikroorganismer har evne til å reparere skader påført ved UV-desinfeksjon, såkalt fotoreaktivering (som krever lystilgang) og mørkereparasjon. Med bruk av UV-doser på minst 40 mJ/cm^2 og for typiske drikkevannsanvendelser der lystilgangen er sterkt begrenset, anses imidlertid slike reparasjonseffekter å være små eller neglisjerbare (Sommer, 2008)

UV-desinfeksjon virker altså momentant, uten å gi noen restvirkning på ledningsnettet. Svakklorering slik praksis er i Norge gir imidlertid heller ingen særlig effekt ute på ledningsnettet.

UV-desinfeksjon er følsom for vannkvalitetsendringer som påvirker UV-transmisjonen. UV-aggregatene dimensjoneres derfor gjerne for dårligste aktuelle vannkvalitet. Når aggregatene samtidig dimensjoneres for maksimal forventet vannmengde, kan en få et overdimensjonert anlegg i perioder der maksimal vannmengde og minimal UV-transmisjon og UV-intensitet ikke er sammenfallende i tid. Dette gjelder for de aller fleste driftssituasjoner, og innebærer at en kan få en UV-dose som stort sett er betydelig høyere enn nødvendig. Dette har konsekvenser for energiforbruk, driftskostnader og biproduktdannelse, og illustrerer viktigheten av gode drifts- og dosekontrollsystemer.

2.3. Status for UV som desinfeksjonsmetode

Det første anlegg for desinfeksjon av drikkevann med UV i Norge ble satt i drift i 1975. Slik sett var Norge tidlig ute med anvendelse av denne desinfeksjonsmetoden.

I 2003 var det 667 norske vannverk som benyttet UV-desinfeksjon, mens 236 vannverk benyttet klorering (Einan et al., 2004). Inntil nylig ble UV av økonomiske grunner primært benyttet på små vannverk. På tross av det dominerende antall vannverk som benytter UV, ble bare 668 000 personer forsynt med UV-desinfisert vann, mens 2 890 000 personer ble forsynt med klorert vann.

Ny og forbedret teknologi har gjort UV stadig mer konkurransedyktig økonomisk, og enda viktigere for økende populariteten var oppdagelsen på slutten av 1990-tallet at UV effektivt kan inaktivere klorresistente protozoer som *Giardia* og *Cryptosporidium* (jf. kap. 2.1). I tillegg har UV den fordel at dannelsen av kjente desinfeksjonsbiprodukter (DBP) er lav eller fraværende. Dette har medført at UV-desinfeksjonsanlegg nå er bygget eller er under bygging eller planlegging også på svært store anlegg, også i Norge/Norden. I løpet av 2008 settes Norges desidert største UV-anlegg i drift i Oslo (ca. 550 000 personer). UV-desinfeksjon er følgelig en velkjent vannbehandlingsmetode som har vært i bruk i lang tid. Forutsatt at anleggets design og drift er tilfredsstillende er dette en effektiv og pålitelig desinfeksjonsmetode.

I Norge forsynes en rekke vannverk med råvann fra store og dype innsjøer med fargetall i området 10-20 mg Pt/l. Inntil nylig ble et slike råvannskilder med dypinntak ofte betraktet som en hygienisk barriere mot bakterier, virus og parasitter. Fordi parasitter knapt var noe tema i Norge før hendelsene i Bergen i 2004 besto vannbehandlingen ved mange av vannverkene med dypinntak i store innsjøer kun i klorering og eventuelt pH-justering. Etter 2004 har mange vannverk ønsket å ha to barrierer mot parasitter, og det stilles spørsmål om hvor gode slike kildebarrierer egentlig er. Mange vannverk har derfor installert eller planlegger å installere UV-desinfeksjon i tillegg til klorering. Mange vannverk av denne typen har kun unntaksvis fargefjerning, og UV-transmisjonen kan være ned mot 30 % (5 cm kyvette), og i enkelte tilfeller også under 30 %.

Når det er innhentet tilbud på UV-aggregater beregnet for bruk på vann med UV-transmisjon ned mot 30 % er det kun et fåtall lavtrykksaggregater som blir tilbudt. Dersom UV-transmisjonen er lavere enn 30 % er det i ett tilfelle kun tilbudt ett aggregat. Årsaken til den manglende responsen fra UV-leverandørene er at kun et fåtall aggregater er testet og godkjent ved så lave UV-transmisjoner, og dette tilsier at det internasjonalt er liten etterspørsel etter aggregater med godkjenning i et vann med så lav transmisjon.

Behovet for å etablere tilstrekkelige hygieniske barrierer mot *Cryptosporidium* har utvilsomt vært drivkraften for utviklingen av UV som desinfeksjonsmetode i USA, mens man for eksempel i Storbritannia lenge hadde krav om fysisk fjerning av *Cryptosporidium* (for eksempel ved membranfiltrering) ned til en verdi på < 1 oocyste pr. 10 liter vann målt ved filtrering av en vannstrøm på minimum 40 L/time over en periode på 23 timer. Dette situasjonen ble imidlertid endret i 2008 ved at Drinking Water Inspectorat (DWI) åpnet for å akseptere UV som en barriere mot *Cryptosporidium* også i England og Wales, forutsatt UV-installasjon nedstrøms partikkelfjerningsprosesser og vann med turbiditet < 1 NTU. Effektiv partikkelfjerning anses imidlertid fortsatt som den viktigste barrieren mot *Cryptosporidium* (Cordiner, 2008).

Stikkordsmessig oppsummering

- ♣ **Anvendelse av UV for desinfeksjon av drikkevann er sterkt økende globalt sett - også for store anlegg**
- ♣ **UV-bestråling med doser på 40 mJ/cm^2 gir en effektiv inaktivering av bakterier, parasitter og de fleste virus, men høyere doser er påkrevet for visse typer virus (Adenovirus)**
- ♣ **UV gir ingen signifikante negative endringer i vannkvalitet**
- ♣ **UV-desinfeksjon er en relativt rimelig og lite arealkrevende metode for inaktivering av protozoer**
- ♣ **En UV-desinfeksjonsprosess forløper svært raskt (sekunder)**
- ♣ **UV-desinfeksjon er følsom for endringer i fysisk/kjemisk vannkvalitet**
- ♣ **UV gir ingen resteffekter i distribusjonsnettet.**
- ♣ **Det er p.t. ikke mulig å måle UV-dose direkte**
- ♣ **Drift av UV-anlegg kan være relativt arbeidskrevende dersom beleggdannelsen ikke kan holdes under kontroll med viskere/vasking**
- ♣ **De fleste UV-lamper er kun garantert ned til en vanntemperatur på 5°C**
- ♣ **De fleste UV-lamper inneholder kvikksølv damp**
- ♣ **UV-anlegg er avhengig av en stabil og god strømforsyning, og gode systemer for nødstrøm og uavbrutt strømforsyning (UPS) er nødvendige systemkomponenter for å sikre god driftsstabilitet**
- ♣ **Ved vesentlig høyere UV-doser enn det som er vanlig i Norge vil en kunne få dannelse av desinfeksjonsbiprodukter (nitritt, AOC/BDOC, toksiske stoffer)**
- ♣ **Noen mikroorganismer har evne til å reparere skader påført ved UV-desinfeksjon, såkalt fotoreaktivering, men dette synes lite aktuelt i drikkevannsanvendelser med begrenset lystilgang og doser $\geq 40 \text{ mJ/cm}^2$.**

3. Kort teoretisk innføring

- **Hvordan genereres UV-lys (fotoner) og hvilke typer er mest effektive?**
- **Hvorfor er UV-lys mest effektivt (baktericid) ved bølgelengder nær 254 nm, og hvordan skjer inaktivering?**
- **Hvorfor er UV-dosen så vanskelig å beregne i kontinuerlige UV-reaktorer?**
- **Hva er biodosimetri, og hvorfor anvendes testorganismer som måleinstrument?**
- **Hvordan påvirkes UV-dosen av vannkvaliteten og UV-transmisjonen?**
- **Hva påvirker dose-responskurver og hvordan kan slike ha så forskjellige forløp?**

Bruk av UV-lys til desinfeksjonsformål bygger på to fundamentale forutsetninger: 1) Det må genereres UV-lys med evne til å inaktivere mikroorganismer, og 2) UV-lyset (energien) må overføres til mikroorganismene.

3.1. Generering av UV-lys

UV-lys produseres ved å sette elektrisk spenning på en gassblanding, noe som genererer fotoner (lys). Bølgelengden på dette lyset avhenger av type gassblanding og anvendt spenning i lampen. UV-lamper som anvendes for desinfeksjon av vann anvender nesten utelukkende gassblandinger som inneholder kvikksølv damp. Dette fordi kvikksølv emitterer lys i et bølgelengdeområde som effektivt kan inaktivere mikroorganismer. Intensitet og bølgelengde på det produserte UV-lyset avhenger av lampenes driftstemperatur og konsentrasjon av kvikksølvatomer - og derved av kvikksølvs damptrykk. Lavtrykkslamper som anvender moderate temperaturer og lave damptrykk av kvikksølv, produserer UV-lys innenfor et og samme bølgelengdeområde, 253.7 nm (monokromatisk lys). Mellomtrykkslamper anvender betydelig høyere temperaturer og gasstrykk for å øke kollisjonsfrekvensen mellom kvikksølvatomene, noe som genererer UV-lys med høyere intensitet og over et mye bredere bølgelengdespektrum (polykromatisk lys).

3.2. Typer av UV-lys

UV-lys representerer den del av det elektromagnetiske spektrum som befinner seg mellom røntgenstråler og synlig lys (figur 3.1). UV-spekteret kan inndeles i 4 deler, og desinfeksjonseffekten er primært knyttet til stråling innen bølgelengdeområdet 200-300 nm, det vil si innen området for UV-C og UV-B:

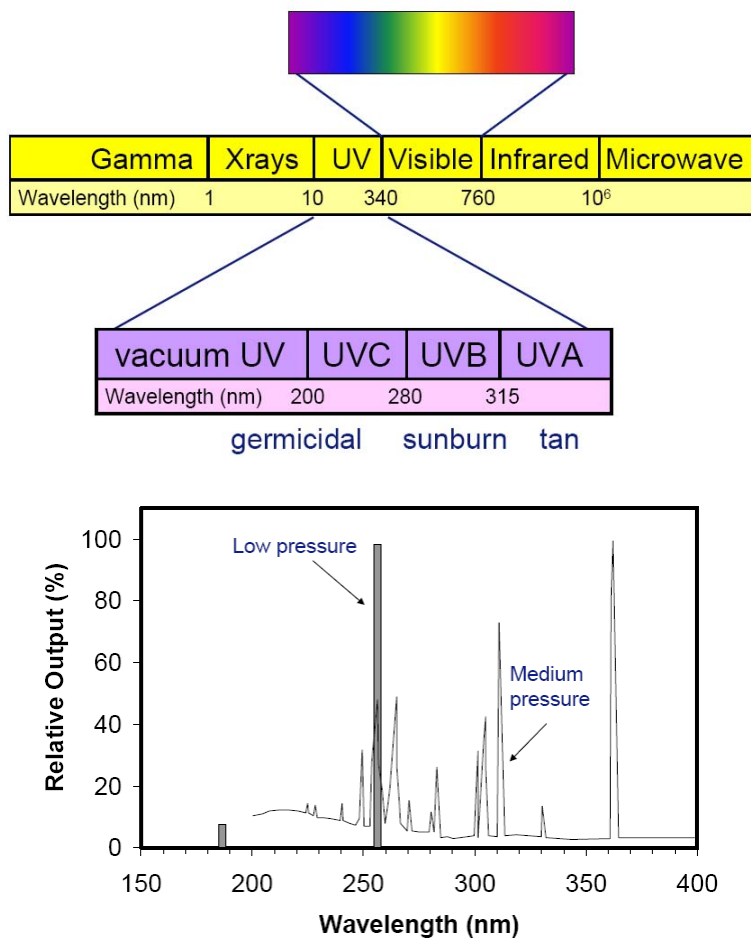
- 1) Vakuum-UV (100-200 nm)
- 2) UV-C (200-280 nm)
- 3) UV-B (280-315 nm)
- 4) UV-A (315-400 nm)

Den inaktiverende (biocidale) effekten er størst for bølgelengder i området 200-300 nm. UV-lys (fotoner) i dette bølgelengdeområdet trenger lett gjennom cellevegger, cytoplasma og kjernemembraner og forårsaker irreversible skader på mikroorganismenes metabolisme og arveegenskaper (DNA-molekyler). I visse tilfeller kan slike skader repareres helt eller delvis, og slik lys- eller mørkereparasjon er nærmere omtalt annet sted i rapporten.

UV-lys innen området for vakuum-UV kan også inaktivere mikroorganismer, men fordi intensiteten av UV-lys innen dette bølgelengdeområdet svekkes svært raskt med økende lysvei i vann, anses dette som et praktisk/økonomisk lite aktuelt alternativ for desinfeksjon av vann. UV-lys innen UV-A området er langt mindre effektivt for

desinfeksjonsformål enn lys innen UV-B og UV-C området, og en effektiv desinfeksjon med lys i UV-A området krever derfor svært lange bestrålingstider.

Figur 3.1 illustrerer UV-strålers beliggenhet innen det elektromagnetiske bølgespektrum, samt typiske bølgelengder som emitteres fra lavtrykks- og mellomtrykkslamper. Det fremgår at LP-lamper sender ut energi som UV-lys i bare to bølgelengder, 185 (< 10 %) og 254 nm (> 90 %). I motsetning til det monokromatiske lyset som sendes ut fra LP-lamper, vil MP-lamper sende ut lys over et bredt spekter av bølgelengder (polykromatisk lys). Ofte forsynes slike lamper med en spesiell (dopet) kvartskvalitet som filtrerer bort UV-lys med bølgelengder lavere enn 240 nm.



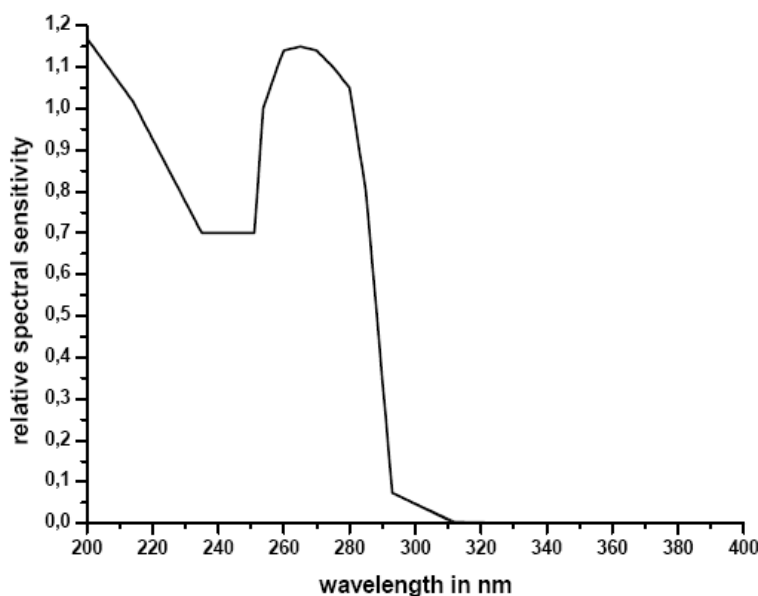
Figur 3.1 Illustrasjon av UV-strålers beliggenhet i det elektromagnetiske bølgespektrum (øverst), og utstrålte bølgelengder (emisjonsspektra) fra lavtrykkslamper og mellomtrykkslamper (Templeton, 2008)

Det er UV-lys med bølgelengder rundt 254 nm som absorberes best av DNA og som følgelig gir best inaktivering. Bølgelengder over 300 nm har svært liten biocidal effekt. Figur 3.2 viser i denne sammenheng hvordan UV-sensitiviteten avhenger av bølgelengden for sporer av bakterien *Bacillus subtilis* som anvendes som testorganisme (biodosimeter) ved testing/validering av UV-anlegg i Europa (etter ÖNORM og DVGW-normen). Den relative spektrale UV-sensitivitet for sporer av denne bakterien, dvs. sensitiviteten ovenfor ulike bølgelengder slik den er angitt i ÖNORM M 5873-2, er gjengitt i figur 3.2.

Figuren gjenspeiler adsorpsjonsmaksima for DNA-nukleinsyrene som påvirkes av UV-strålene. Det fremgår at sensitiviteten for disse sporene er høyere for UV-bølgelengder både ved 200 nm og 265 nm enn den er ved 254 nm, og at bølgelengder over ca. 300 nm ikke gir inaktivering.

Det ovenstående illustrerer viktigheten av at sensorene som registrerer UV-intensitet ikke reagerer på lys generelt, men er spesifikke for UV-lys i det biocidale området nær 254 nm.

Forløpet i figur 3.2 innebærer også at mellomtrykkslamper med sitt brede emisjonspekter kan ha visse fordeler i forhold til lavtrykkslamper, siden sistnevnte i all hovedsak bare emitterer lys med bølgelengde 185 og 254 nm. Som beskrevet i kapittel 3.4, kan MP-lamper også ha fordeler i forhold til LP-lamper fordi bølgelengder utenfor de biocidale området kan bidra til å inaktivere de enzymesystemer som kan forårsake fotoreparasjon og reaktivering. Slik fotoreparasjon synes imidlertid ikke å være særlig relevant for drikkevannssystemer der man benytter UV-doser på 40 mJ/cm² eller høyere og der lystilgangen normalt er svært begrenset. Forholdet kan imidlertid være mer relevant ved andre anvendelser av UV-desinfeksjon, eksempelvis innen næringsmiddelindustrien og på avløpsvann.



Figur 3.2. Relativ spektral UV-sensitivitet for bakteriesporer (*Bacillus subtilis* ATCC 6633) (Cabaj et al. 2002)

3.3. UV-doser, inaktivering og reparasjon

Inaktivering. Mikroorganismer inaktiveres av UV-lys ved at arvematerialet (DNA/RNA) påføres skader slik at cellene hindres i å dele seg, eller ved at proteiner i mikroorganismene påføres skader slik at sentrale livsprosesser stopper opp. Og en mikroorganisme som ikke kan formere seg kan heller ikke forårsake infeksjon i en vert. Man kan dele inaktiveringsprosessen opp i følgende trinn:

1. UV-lyset trenger gjennom celleveggen
2. UV-lys (fotoner) absorberes av DNA i cellene
3. DNA endres slik at reproduksjonsegenskapene ødelegges
4. Uten evne til reproduksjon og metabolisme vil mikroorganismene dø, evt. settes ut av stand til å forårsake sykdom

Endringene i DNA består i at UV-lyset (fotonene) ødelegger baseparene som dannes av basene adenin, cytosin, guanin og thymin (uracil i RNA-virus). Baseparene holdes sammen via hydrogenbindinger som utgjør "limet" som binder DNA-kjedene sammen. Thymin gjennomgår således en unik fotokjemisk reaksjon som følge av absorpsjon av UV-lys i området 200-300 nm. Når to thyminbaser befinner seg nær hverandre, kan absorpsjon av UV-lys (fotoner) i én av thyminene gi en kjemisk binding mellom de to thyminmolekylene og skape en såkalt thymin dimer. Det er dannelsen av thymin dimere og andre tilsvarende dimere som ødelegger DNA-strukturen (Figur 3.3). For virus som kun inneholder RNA, skjer en tilsvarende fotokjemisk dimeriseringsreaksjon mellom to uracilbaser. Dersom et kritisk antall dimere dannes, ca. 100 er tilstrekkelig i følge Oguma et al. (2002), kan ikke DNA-reproduksjon lenger skje. Dette umuliggjør infeksjon og utgjør således den fundamentale mekanismen i UV-desinfeksjonsprosesser.

Virkemekanismene ved UV-desinfeksjon er følgelig svært forskjellige fra mekanismene ved klorering eller ozonering der mikroorganismene inaktiveres ved ødeleggelse av cellestrukturen, forstyrrelse av cellemetabolismen og hindret biosyntese og cellevekst. Mange vannbårne patogener som er resistente mot klor, slik som *Cryptosporidium* og *Mycobacterium*, inaktiveres effektivt med UV (Wright et al. 2006).

Ut fra den unike virkemekanismen vil en UV-desinfeksjon derfor utgjøre en viktig andel av de multiple barrierene som en sikker vannforsyning normalt er basert på, og de ulike virkemekanismene gir også grunnlag for å diskutere hvorvidt UV i kombinasjon med en annen form for desinfeksjon kan sies å utgjøre to uavhengige barrierer.

Graden av inaktivering avhenger av stråledosen mikroorganismene utsettes for. UV-dosen er definert som intensiteten av UV-lyset multiplisert med bestrålingstiden:

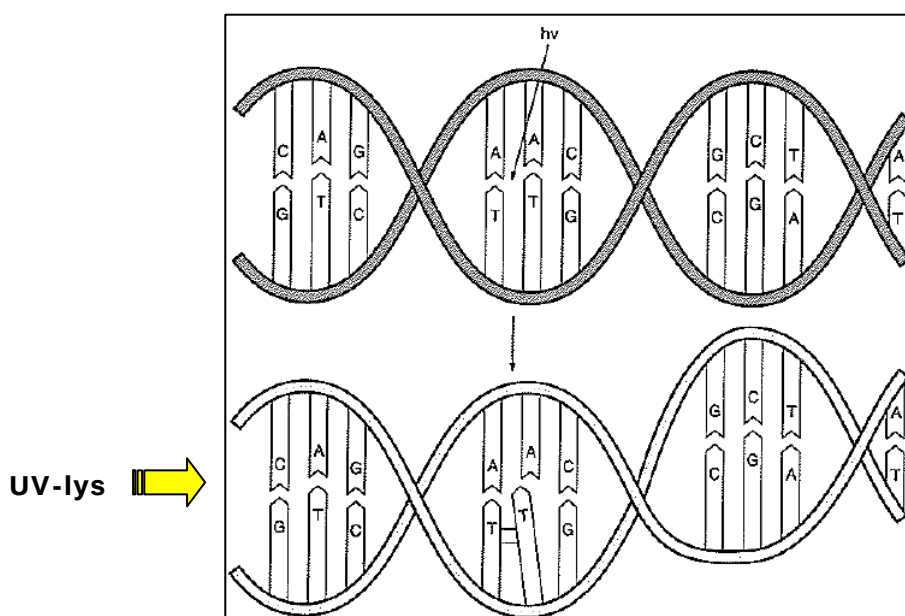
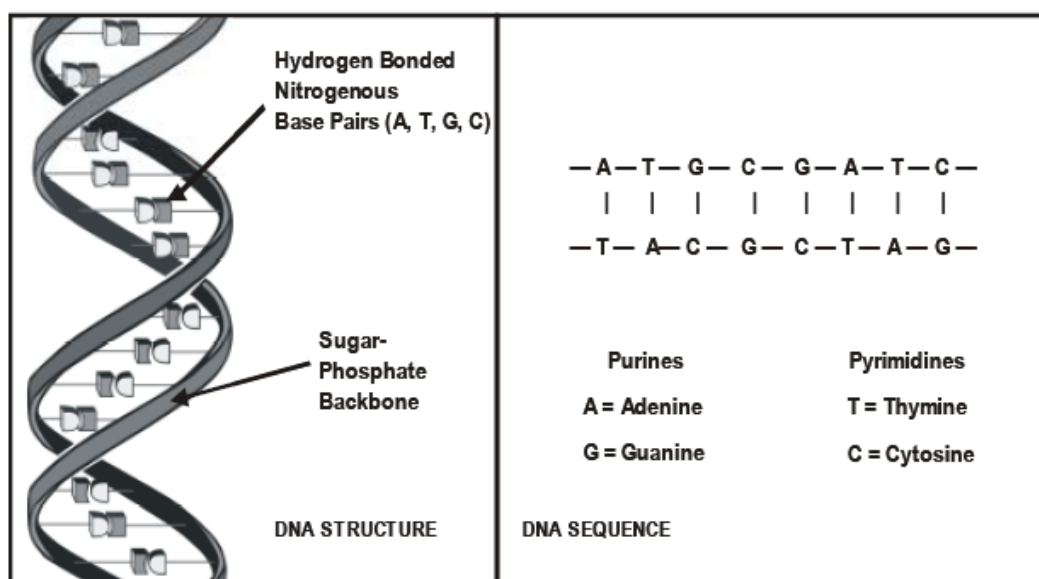
$$D = I \cdot t \quad (3.1)$$

hvor D = stråledose i mJ/cm^2
 I = intensitet i mW/cm^2
 t = Bestrålingstid (sek)

Intensiteten mikroorganismene utsettes for bestemmes av selve UV-lampen (installert effekt), avstanden fra lyskilden, og av vannets UV-transmisjon. Bestrålingstiden bestemmes av forholdet mellom volumet på bestrålingskammeret og vannføringen gjennom dette. Dessuten vil utformingen være bestemmende for strømningsforhold og oppholdstidsfordeling - og derved dosefordeling - i kammeret.

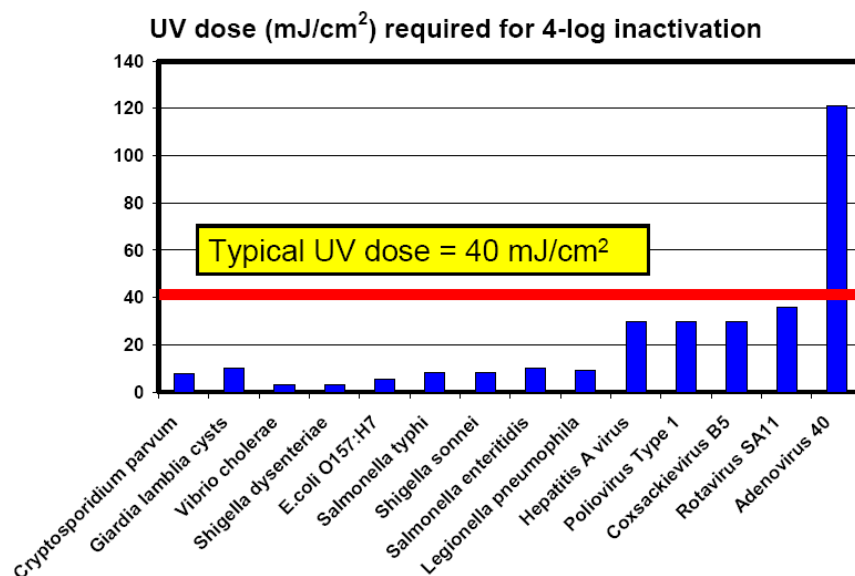
Ulike mikroorganismer trenger ulike doser for å inaktiveres. Virus er generelt mest resistente, etterfulgt av bakterier, *Cryptosporidium* oocyster og *Giardia* cyster. Sporedannende og gram-positive bakterier er mer resistente mot UV enn gram-negative bakterier (Jagger 1967).

Enkelte virus, spesielt *Adenovirus*, som inaktiveres effektivt med klor, er imidlertid svært resistente mot UV-bestråling. Disse virustypene, som kan forårsake mage- og tarminfeksjoner spesielt hos små barn, har imidlertid andre og viktigere smitteveier enn via drikkevann. Følgelig er det ingen krav i Drikkevannsforskriften om inaktivering av *Adenovirus* ved UV-desinfeksjon. Mattilsynets Veileder til Drikkevannsforskriften angir at inaktiveringsgraden for bakteriesporer og parasitter (eksempelvis *Giardia* og *Cryptosporidium*) skal være minst 99 % (2-log) for at UV-desinfeksjonen skal utgjøre en hygienisk barriere. For øvrige bakterier kreves en inaktiveringsgrad på minst 99.9 % (3-log).



Figur 3.3. Absorpsjon av UV-lys (fotoner) skaper ødeleggende bindinger (dimerisering) mellom nærliggende basepar og hindrer derved reproduksjon av DNA-molekylet (USEPA 2006; Bolton and Cotton, 2008).

Figur 3.4 viser hvilke UV-doser som er nødvendig for å oppnå 4-log (99.99 %) inaktivering av noen utvalgte mikroorganismer. Det fremgår også av figuren at en dose som oppfyller doseanbefalingen for nye UV-anlegg i Norge (40 mJ/cm^2) vil gi mer enn 4-log reduksjon av de angitte mikroorganismer - med unntak av *Adenovirus*. Det henvises for øvrig til vedlegg 3 for en omfattende oversikt over dose-responsforløp for en lang rekke vannbårne mikroorganismer.



Figur 3.4. Krav til UV-dose for å oppnå 4-log inaktivering av noen utvalgte typer mikroorganismer (Templeton, 2008).

Dose-respons. Mikrobiell respons er et mål for hvor sensitiv en spesiell mikroorganisme er for UV-lys, og er unik for hver enkelt mikroorganisme. Dose-responsforløp kan bestemmes ved å behandle vannprøver som inneholder den aktuelle mikroorganismen med ulike UV-doser i kontrollerte laboratorieforsøk, der man måler konsentrasjonen av den aktuelle mikroorganismen før og etter behandling med ulike UV-doser. Inaktiveringsgraden (log-reduksjonen) som oppnås ved de ulike UV-doser beregnes så etter likning 3.2:

$$\text{Log inaktivering} = \log (N_0/N) \quad (3.2)$$

der

N_0 = konsentrasjonen av den aktuelle mikroorganismen før UV-eksponering

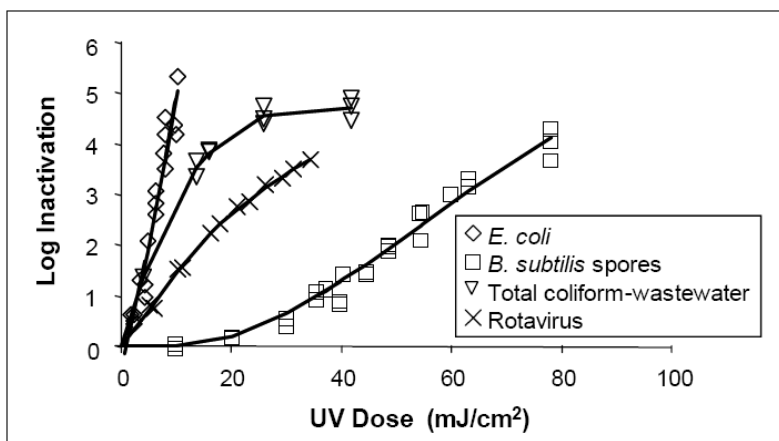
N = konsentrasjonen av den aktuelle mikroorganismen etter UV-eksponering

Dose-responskurver viser i tråd med dette oppnådd inaktiveringsgrad (log-reduksjon) som funksjon av UV-dose for ulike typer av mikroorganismer.

Figur 3.5 viser eksempler på dose-responskurver for noen ulike mikroorganismer. Kurveforløpene kan som vist være ganske forskjellige, og vil påvirkes ikke bare av den aktuelle mikroorganismens sensitivitet for UV, men også av andre forhold som klumpdannelse og binding til partikler, tilstedeværelse av spesielle underpopulasjoner av mikroorganismene, reaktivering/reparasjonsfenomener, m.m.. Nedenfor er beskrevet tre normalt forekommende kurveforløp, som alle kan finnes igjen i figur 3.5:

- 1) **Skulder** – Dette kurveforløpet opptrer ved lave UV-doser og svært liten inaktiveringsgrad (jfr. kurven for *Bacillus subtilis* i Fig. 3.5). Et slikt forløp kan skyldes mørke- og/eller fotoreparasjon (Morton and Haynes 1969, Hoyer 1998), jfr. omtalen av reparasjon nedenfor)
- 2) **Lineært** – Her er det et lineært (første ordens) kurveforløp for inaktiveringsgrad mot UV-dose. Dette området finnes ofte ved UV-doser over en viss terskelverdi (skulder), men man kan i mange tilfeller også finne en lineær sammenheng uten noe skulderområde, jfr. kurven for *E.coli* i Fig. 3.5
- 3) **Hale** – Her viser dose-responskurven en utflatning for høye UV-doser, jfr. kurven for *Rotavirus* i Fig. 3.5. Et slikt forløp kan skyldes tilstedeværelse av UV-resistente

underpopulasjoner av den aktuelle mikroorganismen, partikkelbundne mikroorganismer eller klumper av mikroorganismer (Parker and Darby 1995).



Figur 3.5. Eksempler på dose-responskurver for noen aktuelle mikroorganismer (USEPA 2006; Chang et al. 1985).

Partikkelbinding/klumping. Binding til partikler og klumping av mikroorganismer påvirker dose-responsforløpet, og det er dokumentert at små fnokker kan bake inn og beskytte mikroorganismer mot UV-lys (Templeton et al. 2003). Videre er inaktiveringshastigheten lavere for partikkelbundne enn for frie mikroorganismer (Örmeci and Linden 2003). Skjermingseffekter grunnet binding til partikler eller klumping kan gi utflatning (haleforløp) på dose-responskurver for høye inaktiveringsgrader som vist i figur 3.3 (koliforme bakterier i avløpsvann).

Undersøkelser av dose-responsforløp for mikroorganismer i behandlet vann viste ingen påvirkning av turbiditetsnivåer innenfor rammen av normale vannkvalitetskrav for filtrert vann (Linden et al. 2002b). Ei heller i forsøk med ufiltrert vann med turbiditetsnivåer opp til 10 NTU synes dose-responsforløpet å bli særlig påvirket (Passatino et al. 2004, Oppenheimer et al. 2002). UV-behandling av vann tilsatt leirpartikler i form av kaolinitt eller montmorillonitt viste etter koagulering med aluminiumsulfat eller jernklorid heller ingen forskjeller i oppnådde log-reduksjoner av tilsatte mikroorganismer. Dersom humus (NOM) og koagulant ble tilsatt suspensjonen, ble imidlertid log-inaktiveringen betydelig redusert (Templeton et al. 2004; Mamane-Gravetz and Linden 2004). Dette illustrerer behovet for mer kunnskap om effektene av NOM og koagulering og kombinasjonen av partikler/NOM på mikrobiell inaktivering med UV-lys.

Reparasjon. Avhengig av UV-dosen mikroorganismene utsettes for, kan bestrålingen føre til irreversible eller reversible skader. Flere typer mikroorganismer inneholder enzymer som kan reparere skader forårsaket av UV-lys. Selv om slike reparasjonssystemer ikke kan forhindre UV-inaktivering, kan de medføre at man må øke UV-dosen som er nødvendig for å oppnå en gitt grad av inaktivering.

Evnen til reparasjon (dvs. av reversible skader) er ofte avhengig av tilgangen på synlig lys (fotoreparasjon). Mørkereparasjon kan også skje i enkelte mikroorganismer, men dette er en langt mindre effektiv reparasjonsprosess. Reparasjonsevnen understreker viktigheten av at alle mikroorganismer utsettes for en tilstrekkelig høy UV-dose, og at mikroorganismene ikke utsettes for synlig belysning den første tiden etter bestrålingen (USEPA angir minst 2 timer).

I motsetning til bakterier, mangler virus de enzymene som er nødvendige for fotoreparasjon, men virus kan likevel fotoreparere ved å bruke enzymer fra verten. Med

hensyn til protozoer har man i enkeltstudier ikke kunnet observere fotoreparasjon av *Giardia* ved doser som er typiske for UV-desinfeksjon (16 og 40 mJ/cm²). Ved bruk av svært lave UV-doser (0.5 mJ/cm²) fant man imidlertid evne til slik reparasjon. For *Cryptosporidium* fant man at infektiviteten gikk tapt etter UV-inaktivering, selv om en viss grad av fotoreparasjon av DNA ble observert. Dette medførte likevel ikke gjenvinning av infektivitet (USEPA, 2006).

Dose-responsforløpet er imidlertid normalt uavhengig av følgende faktorer:

- UV intensitet. Samme grad av inaktivering oppnås med en gitt UV-dose, uavhengig av om dosen er oppnådd med høy UV-intensitet og lav eksponeringstid eller vice versa
- UV absorpsjon/UV-transmisjon. Vannets UV-absorpsjon er bestemmende for UV-dosen, men dose-responsforløpet er uavhengig av UV-absorpsjonen så lenge man opprettholder samme UV-dose ved å øke UV-intensiteten og/eller eksponeringstiden når vannets UV-absorpsjon øker (dvs når UV-transmisjonen avtar)
- Temperatur. Temperatureffekten på dose-responsforløp synes kun å være marginal, med 0-20 % redusert dosekrav for samme inaktiveringsgrad når temperaturen øker fra 5 til 35 °C (Malley 2000; Severin et al. 1983)
- pH. Dose-responsforløpet synes å være uavhengig av pH innenfor området pH 6 til pH 9 (Malley 2000).

Forløpet på dose-responskurver kan påvirke resultatet av valideringstester (jf. kap. 7), og det finnes anbefalinger i litteraturen for hvordan man kan kompensere for dose-responsforløp av type skulder og/eller hale (USEPA 2006).

3.4. Dose og fluens

Den tradisjonelle enheten for UV-dose er mJ/cm². Begrepet fluens (fluence) anvendes i økende utstrekning som et synonym for dose der denne er bestemt ved biodosimetri.

Det er vanskelig å måle/beregne UV-dosen direkte. Ved testing av UV-aggregater har man i de senere år derfor anvendt spesielle mikroorganismer (testorganismer) som måleinstrument (biodosimeter) for tilført UV-dose. Biodosimetri innebærer at dosen bestemmes indirekte ved å måle oppnådd inaktiveringsgrad (log-reduksjon) av en testorganisme (vanligvis sporer av *Bacillus subtilis* eller MS-2 bakteriofager). Med utgangspunkt i den oppnådde log-reduksjonen avleses så en ekvivalent dose ut fra en laboratoriebestemt dose-responskurve som viser log-reduksjon som funksjon av UV-dose for den samme testorganismen. Den avleste og biodosimetrisk bestemte dosen eller fluensen kalles da for Reduksjons-Ekvivalent-Dose (RED) eller Reduksjons-Ekvivalent-Fluens (REF). I denne rapporten benyttes primært begrepet UV-dose, men RED/REF anvendes også i visse sammenhenger når dette er relevant.

Det henvises til kapittel 7 for en nærmere omtale av biodosimetri og validering av UV-reaktorer.

3.5. Transmisjon av UV-lys

Intensiteten av lys som produseres og sendes ut fra en UV-lampe vil svekkes før det treffer mikroorganismene. De viktigste årsakene til dette er følgende:

- 1) Absorpsjon innebærer at UV-lys transformeres til andre energiformer, og så vel vann som komponenter i UV-reaktoren vil absorbere UV-lys og derved gjøre det utilgjengelig for desinfeksjon av mikroorganismer.

- 2) Refraksjon betegner retningsendring på UV-lys når lyset passerer en grenseflate mellom to medier, for mellom UV-lampe og gass(luft)rom, mellom luftrom og kvartsglass, og mellom kvartsglass og vann.
- 3) Refleksjon betegner den retningsendringen som oppstår når UV-lys reflekteres fra en flate, for eksempel veggene i en UV-reaktor, innsiden av kvartsglassene, etc. Ru overflater vil gi en diffus refleksjon i alle retninger, mens jevne/polerte overflater gir en refleksjonsvinkel som er lik strålens innfallsvinkel.
- 4) Spredning betegner den retningsendringen/spredningen som oppstår når UV-lys treffer en partikkel. Partikler kan spre lys i alle retninger, også tilbake i retning av lyskilden ("back-scattering").

For å kvantifisere vannets evne til absorbere eller slippe gjennom UV-lys, anvendes parametere som UV-absorbans/UV-absorpsjon og UV-transmisjon.

UV-transmisjonen angir andelen (%) av innkommende UV-lys med spesifisert bølgelengde som evner å passere gjennom vann over en bestemt avstand/kyvettelengde. For å unngå misforståelser, er det viktig at kyvettelengden angis sammen med UV-transmisjonsverdien, I USA benyttes i stor grad 10 mm kyvettelengde, mens man i Norge gjerne benytter 50 mm kyvettelengde.

UV-absorpsjonen eller UV-absorbansen (UV-abs. eller A_{254}) kvantifiserer den intensitets-reduksjonen som oppstår når UV-lys passerer gjennom en vannprøve over en kjent avstand/kyvettelengde. Dette kan måles med et spektrofotometer med 254 nm innkommende lys og rapporteres typisk pr. cm eller pr. m lysvei. Det er en nøye sammenheng mellom UV-transmisjon og UV-absorpsjon, jf. kapittel 5, ligning 5.2 og 5.3. For øvrig henvises til Norsk Standard NS 9462 (2006), som gir detaljerte retningslinjer for måling av UV-transmisjon og UV-absorpsjon i vann.

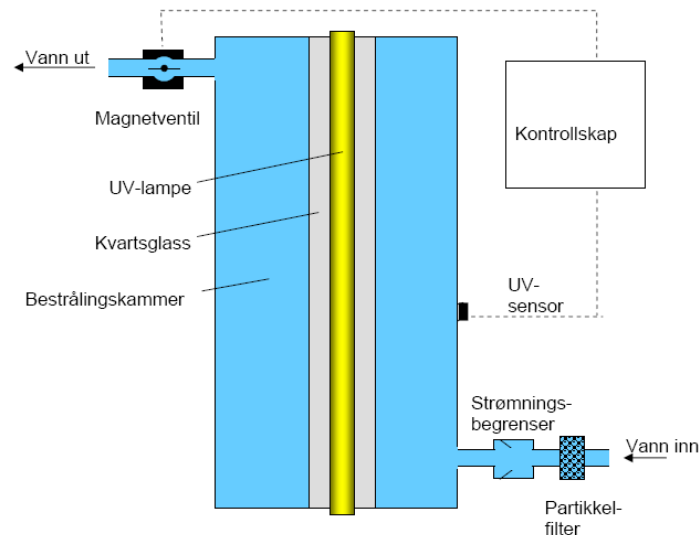
Oppsummerende stikkord

- ◆ **UV-lys (fotoner) skapes ved å sette spenning på en gassblanding**
- ◆ **UV-C lys (200-280 nm) er mest effektiv (germicidal) mot mikroorganismer**
- ◆ **Mikroorganismer er mest sensitive for UV-lys nær 254 nm**
- ◆ **UV-lys hindrer reproduksjon ved å skape ødeleggende bindinger mellom basepar i cellenes arvemateriale (DNA- eller RNA). Uten evne til reproduksjon - ingen infeksjon**
- ◆ **Det kreves ulike UV-doser for å inaktivere ulike typer mikroorganismer, og dose-reponskurvene har ulike forløp avhengig av desinfeksjonsforhold, vannkvalitet, type mikroorganisme og dens evne til reparasjon**
- ◆ **Begrepet fluens benyttes i stadig større grad som erstatning for UV-dose**
- ◆ **Vannets UV-transmisjon er en særskilt viktig parameter**

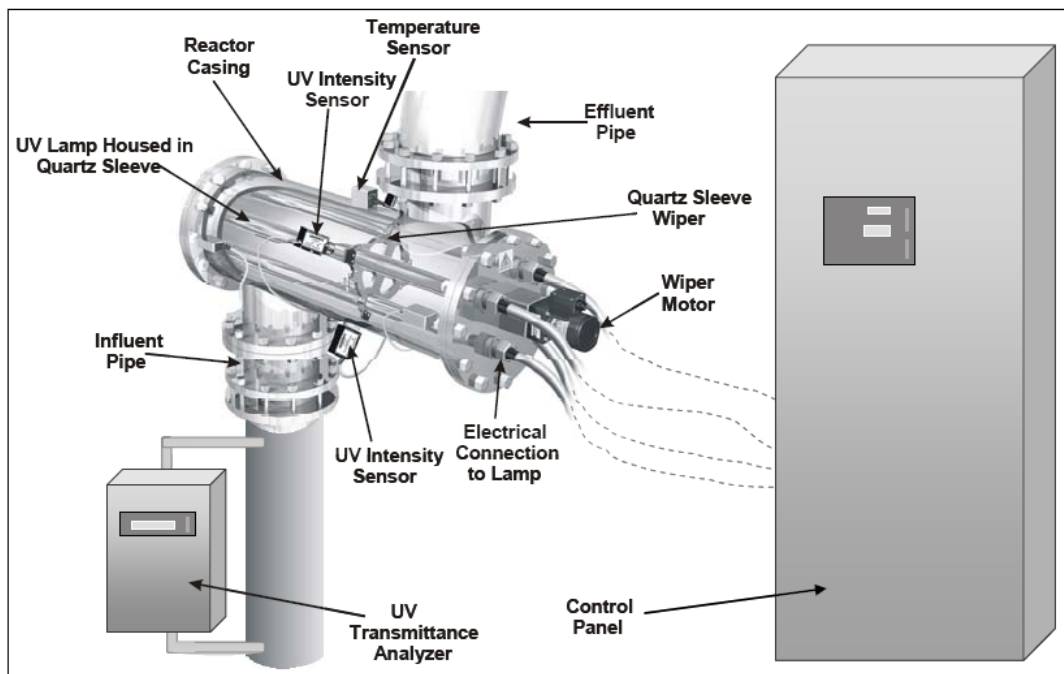
4. Sentrale komponenter i UV-anlegg

💧 Hvordan er UV-anlegg bygget opp, og hva er de viktigste komponentene?

Vannforsyningens ABC (FHI, 2006) inneholder en prinsippsskisse av et UV-anlegg (figur 4.1), mens figur 4.2 viser et eksempel på et komplett anlegg (USEPA, 2006).



Figur 4.1 Prinsippsskisse av UV-anlegg med UV-lampe, kvartsglass, bestrålingskammer, UV-sensor, kontrollskap og automatisk stengeventil (Kilde: Vannforsyningens ABC, Nasjonalt Folkehelseinstitutt).



Figur 4.2. Eksempel på utforming av en UV-reaktor med UV-lampe og kvartsrør, UV- og temperatursensorer, rengjøringsystem (viskere) og kontrollskap (USEPA, 2006)

Som vist i figurene over består UV-anlegg av noen helt sentrale komponenter som skal omtales nærmere i det følgende

- Et bestrålingskammer med innløps- og utløpsarrangementer. Ulike størrelse og utforming gjør at de ulike modeller/UV-aggregater har ulike hydrauliske og strømningsmessige karakteristika. Følgelig vil også oppholdstids- og derved UV-dosefordelingen variere mellom de ulike typer/modeller av UV-aggregater
- Bestrålingskammeret inneholder én eller flere UV-lamper med tilhørende elektriske kontakter/kabler. Lampene er normalt lavtrykks (LP) eller mellomtrykkslamper (MP) omgitt av beskyttende kvartsglass med høy transmittans for UV-lys
- En eller flere UV-sensorer som registrerer intensiteten av UV-lyset i det punktet der sensoren er plassert. Merk forskjellen mellom målt UV-intensitet i dette punktet og utstrålt/avgitt intensitet fra UV-lampe
- En vannmåler for registrering av vannstrøm gjennom UV-reaktoren. Kan i visse tilfeller utelates dersom vannstrømmen kan måles/beregnes på annen måte og man kan sikre en homogen fordeling av vannet på parallelle UV-aggregater
- En UV-transmisjonsmåler for on-line registrering av UV-transmisjon i innløpsvannet på anlegg hvor dette er spesifisert i sertifikat/godkjenning
- En temperatursensor for registrering av vanntemperatur er vanlig i USA, men dette er ikke noe krav i Norge
- Kvartsrøret (og i noen tilfeller UV-sensoren) omfattes av en mekanisk vaskeanordning (visker) med motor/drivverk for fjerning av utvendig belegg. Det finnes også rene kjemiske (gjærne basert på sitron- eller fosforsyre) og kombinerte mekanisk/kjemiske vaskesystemer
- Et kontrollskap med display for angivelse av prosessforhold og sentrale måleverdier (UV-intensitet, flow, temperatur, driftstid, lampestatus, feil/alarmer, etc.)
- En automatisk stengeventil. Kontrollsystemet er lagt opp slik at vannstrømmen stenges automatisk dersom UV-dosen underskrides en på forhånd innstilt verdi, for eksempel som følge av komponentsvikt, strømbrydd, beleggdannelse eller forringet råvannskvalitet. Mulighetene for nedstengning avhenger av den aktuelle forsyningssituasjonen, dvs. hvorvidt anlegget produserer til høydebasseng eller direkte til nett
- Nødstrømforsyning/UPS. Siden en UV-lampe slukkes ved strømbrydd og spenningsfall ut over det UV-anlegget/ballastene tåler (normalt $\pm 10\text{--}30\%$ av nominell spenning), er det behov for reservestørforsyning/strømaggregater. Det vil normalt også være behov for supplerende UPS-systemer (Uninterrupted Power Supply) for å hindre at UV-lampene slukkes ved strømblyk, i perioden før nødstrømsaggregatet slår inn og for å sikre at styringssystemet ikke faller ut

4.1. Bestrålingskammeret

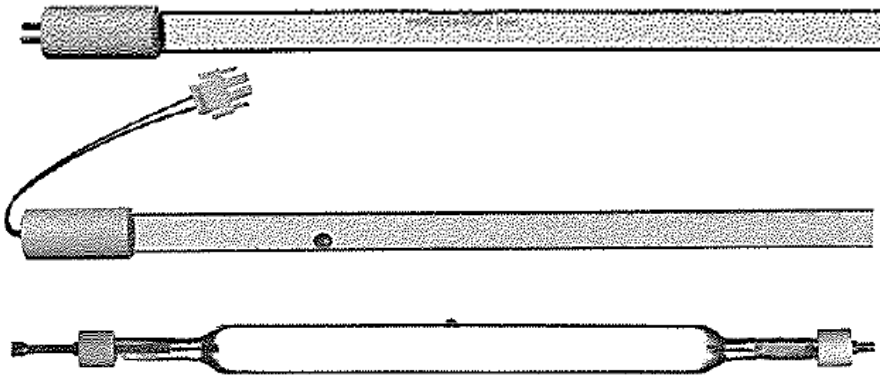
Bestrålingskammeret (rustfritt stål) med innløps- og utløpsarrangementer utgjør en hydraulisk reaktor der oppholdstid, oppholdstidsfordeling, trykktap og UV-dose vil være avhengig av vannføringen og kammerets volum og utforming.

Videre vil den avgitte UV-intensitet være størst nær UV-lampen, og avta med avstanden fra denne. Tilført UV-dose kan derved beregnes ut fra matematiske modeller for oppholdstids- og lysintensitetsfordeling, men dette blir lett svært kompliserte modeller, noe som er en del av forklaringen på hvorfor mange land heller har valgt å bruke biosimetri som standard for bestemmelse av tilført UV-dose.

4.2. UV-lamper

4.2.1. Typer og virkemåte

UV-stråler produseres ved elektriske utladninger i lamper som inneholder kvikksølv og en inertgass, vanligvis argon. Avhengig av gasstrykket, kan lampene inndeles i lavtrykkslamper (Low Pressure, LP), lavtrykkslamper med høyt utbytte (Low pressure High-Output, LPHO), mellomtrykkslamper (MP) eller høytrykkslamper (Figur 4.3). Normalt benyttes LP-lamper på små vannverk, og LPHO- og MP-lamper på mellomstore og store vannverk.



Figur 4.3. Bilder av UV-lamper: 1) Standard LP-lampe (øverst), 2) LPHO-lampe med amalgam i fast form (midten) og 3) MP-lampe (Bolton and Cotton, 2008).

Når UV-lamper tennes, skjer følgende: Lampeelektroden sender ut elektroner som kolliderer med inertgassatomene, noe som medfører at inertgassen ioniserer. Dette skaper et plasma som leder strøm, noe som varmer opp gassen. Kvikksølvet i lampene fordampes som følge av den oppvarmede inertgassen, og kollisjoner mellom kvikksølvdamper og høy-energi elektroner i plasmaen gjør at kvikksølvatomene går over på høyere energinivåer (eksiterer). Når kvikksølvatomene deretter går fra den eksiterte tilstanden tilbake til basisnivået, frigjøres energi i form av UV-lys.

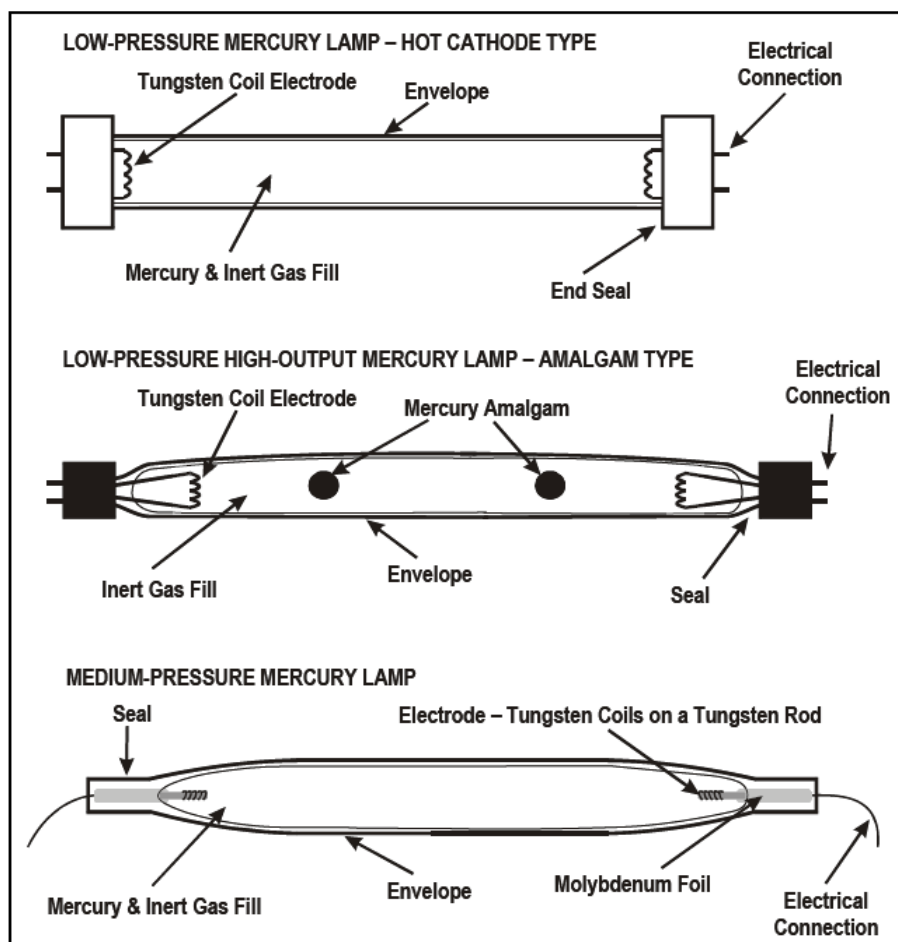
Lavtrykkslampene er relativt monokromatiske, dvs. at de avgir ca. 85 % av sin stråling ved bølgelengde 254 nm, mens mellomtrykks/høytrykkslampene gir en større spredning i bølgelengde. Høytrykkslamper er lite anvendt for desinfeksjon av drikkevann, og i fortsettelsen skilles derfor bare mellom lavtrykks- og mellomtrykkslamper.

4.2.2. Utforming og egenskaper

Figur 4.4 viser mer i detalj hvordan de ulike lampene er konstruert, mens tabell 4.1 angir typiske egenskaper for ulike lampetyper.

Det fremgår av tabellen at MP-lamper gir vesentlig høyere utstrålt effekt (W/cm) enn lavtrykkslamper, og at mellomtrykksanlegg derved krever et langt mindre antall lamper og areal for å gi den samme UV-dosen. Videre angir produsentene at levetiden kan økes ved bruk av effekregulering.

På den annen side er driftstemperaturen vesentlig høyere for mellomtrykkslampene, noe som kan påvirke beleggdannelsen og rengjøringsprosessen. Videre er driftstiden lavere, strømforbruket høyere og energiutnyttelsen lavere for MP-lampene. Det høye damptrykket og det høye innholdet av kvikksølv i MP-lamper (2-4 g Hg mot 30-75 mg i LP-lamper) har også HMS-messige aspekter som bør tas med i vurderingen vedrørende valg av lampetype. Jfr. omtale av HMS-forhold også i kapittel 2.2 og 10.8.



Figur 4.4. Oppbygging av ulike lampetyper (USEPA 2006).

Tabell 4.1. Typiske egenskaper for ulike typer kvikksølvlamper (Bolton and Cotton 2008).

Parameter	LP-lamper	LPHO-lamper	MP-lamper
Bølgelengdefordeling	Monokromatisk (254 nm)	Monokromatisk (254 nm)	Polykromatisk (185-600 nm)
Damptrykk (Hg)	0.1-10 Pa (ca)	0.1-10 Pa	50-300 kPa
Driftstemperatur (°C)	30-50	60-100	600-900
Elektrisk input (W/cm)	0.2-0.4	0.6-1.2	125-200
Buelengde (cm)	15-200	15-200	10-200
Transmisjonseffektivitet/Energiutnyttelse (%)	35-40	30-35	12-16
Nødvendig lampeantall for en gitt dose	Høyt	Middels	Lavt
Typisk levetid (timer)	8000-12000	7000-10000	3000-6000

4.2.3. Sensitivitet for strømkvalitet og temperatur

Strømkvalitet. UV-lamper kan miste lysbuen (slukke) ved brudd i strømtilførselen, spenningsvariasjoner eller andre forstyrrelser i strømforsyningen. Spenningsendringer ut over 10-30 % av nominell spenning i 10-50 millisekunder (0.5-3 sykluser) kan være nok til at en UV-lampe slukker.

Årsaker til at UV-anlegg slår ut på grunn av slike problemer kan være flere:

- Feil i elektrisk kabling/jording
- Sårbarhet/svikt i sentral-, regional- eller lokalt EL-nett

- Modifiseringer/Endringer i anlegg/utstyr
- Skader på transformatorstasjoner eller andre systemkomponenter på grunn av uheldige værforhold (lynnedslag), skadedyr (gnagere), ulykker (påkjørslar), m.v.
- Start og stopp av tunge lastkomponenter på samme kurs som UV-anlegget
- Ved overgang til nødstrømsforsyning

Ut fra strømforsyningssituasjonen i Norge må man normalt påregne ca. 20 slike episoder hvert år. Det finnes imidlertid eksempler på UV-anlegg med mer enn 10 000 start/stopp over en periode på mindre enn 2 år. Videre synes det å være større risiko for slike svikt på landsbygda enn i byene (SINTEF Energiforskning, 2007).

Ved kald start vil alle lampetyper starte umiddelbart etter at normal strømtilførsel er reetablert. Ved restart/varm start vil LP- og LPHO-lamper starte umiddelbart, mens MP-lamper må nedkjøles/rekondenseres før start. For å oppnå full effekt kreves en oppvarmingstid på opptil 5 minutter avhengig av temperaturen (Tabell 4.2). UV-anlegget bør ikke settes i drift/slippe vann gjennom før maksimal effekt er oppnådd etter start/restart. Innebyggede prosedyrer i PLS-en vil også kunne påvirke oppstartstiden. Leverandørene vil kunne angi mer spesifikke opplysninger om start-/restartstider for enkelte typer/modeller av UV-anlegg/lamper.

Tabell 4.2. Typiske tider for å oppnå full effekt av LPHO- og MP-lamper etter kald og varm start (Etter USEPA, 2006; Cotton et al. 2005).

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		

Temperatur. Vanntemperaturen kan påvirke nødvendige tider for oppstart og restart, og det anbefales å innhente nærmere opplysninger om dette fra den enkelte leverandør. Generelt vil LP-lamper være mer sensitive for lave temperaturer enn MP-lamper som opererer med en langt høyere driftstemperatur. Ytelsen/utstrålingen til en LP-lampe er svært avhengig av temperaturen rundt lampen, noe som til en viss grad kan kontrolleres via diameteren på kvartsøret som skiller selve lampen fra vannet. Grunnet den lave varmetransporten mellom lampen og vannet gjør dette at LP-lamper kan gjøres mindre sensitive for lave vanntemperaturer.

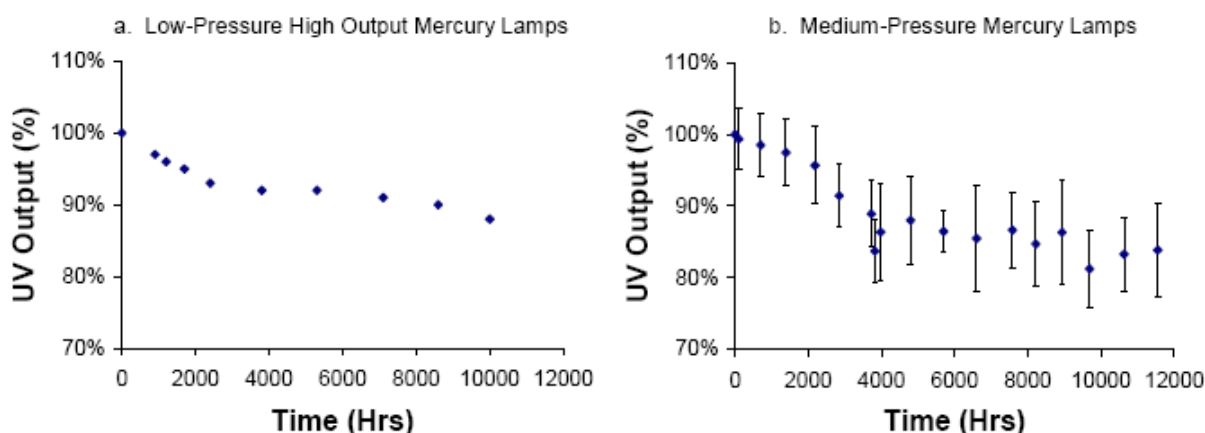
Enkelte produsenter opplyser videre at lavere vanntemperaturer enn 10 °C kan medføre lengre oppstartstider (kaldstart) for LPHO-lamper enn angitt i tabell 4.3. Produsenter av MP-lamper rapporterer at MP-lamper er termostabile ned mot 0 °C, og at restartstidene (varmstart) for slike lamper er kortere ved lave temperaturer. Dette fordi det kalde vannet vil gi raskere kondensasjon av kvikksølv damp, noe som er nødvendig i forbindelse med restart av UV-lampen.

4.2.4. Aldring

UV-lamper degraderes med alderen, noe som resulterer i at avgitt/utstrålt UV-intensitet reduseres med driftstiden. Figur 4.5 viser en ny og en gammel UV-lampe, mens typiske aldringsforløp er angitt i figur 4.6.



Figur 4.5. Ny (til venstre) og gammel (aldret) UV-lampe (USEPA 2006; Mackey et al. 2004)



Figur 4.6. Typiske aldringsforløp for LPHO- og MP-lamper (USEPA 2006)

Ved validering og dimensjonering av UV-anlegg tar man hensyn til aldring via en såkalt aldrings- og beleggfaktor. Verdien på denne ligger typisk innen området 0.7-0.8, selv om den amerikanske USEPA-standarden angir et videre område. En aldrings- og beleggfaktor på 0.8 kan være relevant dersom UV-anlegget har effektiv rengjøring og/eller god vannkvalitet (dvs. lavt potensial for beleggdannelse) og en lampeintensitet som reduseres med 10 % over lampens garanterte levetid (Bolton and Cotton, 2008).

4.2.5. Bølgelengder og reaktivering/reparasjon

Alle lampetyper sender ut UV-lys i området 240-280 nm, som er det mest effektive bølgelengdeintervallet for inaktivering av mikroorganismer. Den umiddelbare inaktiveringsgraden av mikroorganismer synes derfor primært å være avhengig av avgitt UV-dose innen dette bølgelengdeområdet, dvs. relativt uavhengig av type UV-lampe.

Imidlertid synes evnen til reparasjon (fotoreaktivering) hos bakterier og parasitter å være påvirket av bølgelengder utenfor det biocidale området (240-280 nm). Dette fordi fotoreaktivering innebærer aktivering av reparerende enzymsystemer som finnes i disse typer mikroorganismer. Aktivering av slike reparasjonsenzymene krever tilførsel av energi i form av lys. Det er rapportert at mellomtrykkslamper med sitt brede bølgelengdespekter hemmer de reparerende enzymsystemer i større grad enn monokromatiske

lavtrykkslamper. Dette innebærer at mellomtrykkslamper i slike tilfeller kan gi en bedre "varig" inaktiveringsgrad enn lavtrykkslamper (Malley et al. 1996).

Dette innebærer at det finnes en risiko for fotoreaktivering av UV-inaktiverede mikroorganismer dersom UV-desinfisert vann utsettes for synlig lys, og at MP-lamper i slike tilfeller kan ha fortrinn over LP-lamper. Med anvendelse av doser på minst 40 mJ/cm² anses imidlertid fotoreparasjon å være av liten betydning ved anvendelser av UV-desinfeksjon på drikkevannssystemer slik de normalt fremstår i Norge og Sverige der vannet stort sett transporteres og lagres i lukkede rør/tanker og bassenger uten lystilgang.. Det er følgelig heller ikke noe signifikant kriterium for valg av type UV-lampe. Fotoreparasjon kan imidlertid være et signifikant problem ved anvendelser av UV-desinfeksjon på andre områder, eksempelvis fiskeoppdrett, næringsmiddelindustri, avløpsvann, etc.

Selv om mellomtrykkslamper kan ha fordeler i forhold til lavtrykkslamper hva gjelder fotoreaktivering og resulterende langtids inaktiveringsgrad, kan det brede bølgelengdeområdet innebære ulemper i forhold til dannelsen av desinfeksjonsbiprodukter (jfr. kap. 5.4). Som et middel for å hindre dette, forsynes (dopes) gjerne kvartglass med belegg som holder tilbake de lave og mest problematiske bølgelengder i forhold til biprodukt dannelse. Rapporter om mulig dannelse av lukt-smakstoffer som følge av mellomtrykks UV-behandling i Sverige synes å være i konflikt med en rekke andre rapporter som konkluderer med at dette ikke kan påvises.

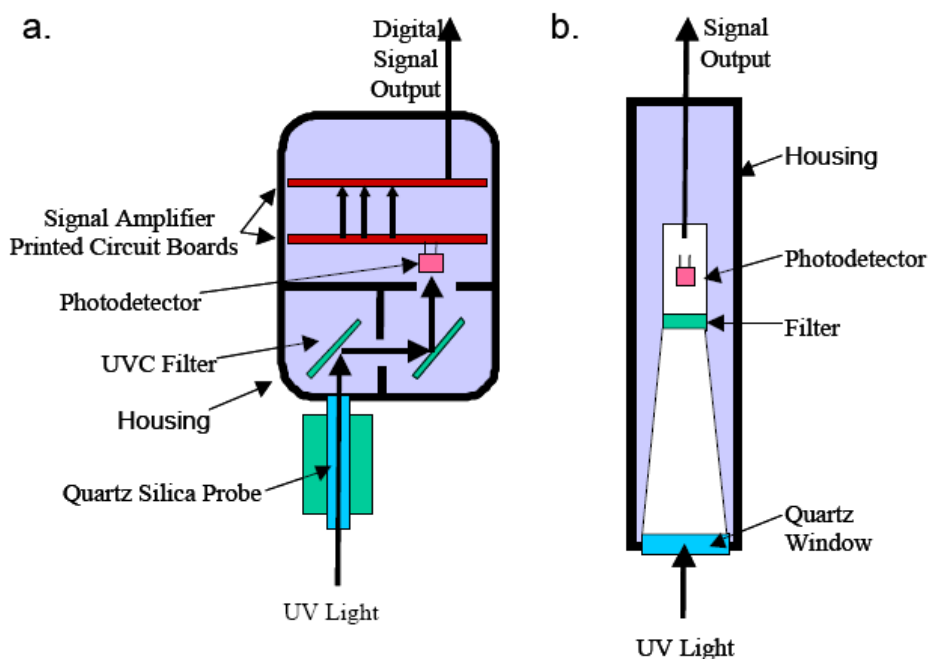
Mørkereparasjon, som ikke innebærer aktivering av mikroorganismenes enzymsystemer, har langt mindre betydning enn fotoreparasjon og skal ikke diskuteres nærmere her.

4.3. UV-sensorer

UV-sensorer er fotosensitive detektorer som brukes for å måle UV-intensiteten i ulike punkter i et UV-aggregat. I tillegg til on-line (duty) sensorer anvendes sertifiserte og utskiftbare referansesensorer med samme mål/anslutning for kontroll og eventuell kalibrering av on-line sensorer. UV-sensorer er relativt grove og masseproduserte instrumenter som i prinsippet er bygget opp med foto-detektorer og forsterkere som vist i figur 4.7. De inneholder normalt følgende komponenter:

- Målevinduer (kvartsglass) og sylindriske lysrør (kvarts-silikat), som leverer UV-lys til en fotodetektor
- Signalavskjerming/blendingsutstyr, for å redusere tilgangen av UV-lys til fotodetektoren for å øke levetiden på denne, samt modifisere UV-sensorens respons ovenfor lys med ulike innfallsvinkler
- Filtre, som begrenser bølgelengdeområdet for lyset som leveres videre til fotodioden til det germicidale området (200-300 nm)
- Fotodetektorer, som produserer en elektrisk strøm som er proporsjonal med bestrålingsintensiteten på detektorens aktive overflate (typisk 0.1-0.4 mA/mW)
- Forsterkere, som omformer signalet fra fotodetektoren til et standard strømsignal som er proporsjonalt med UV-intensiteten
- Sensorhuset, som beskytter de indre komponentene fra det eksterne miljøet. Huset bør være jordat for å beskytte fotodetektoren og forsterkeren og redusere elektriske støy

UV-sensorer kan klassifiseres som våte eller tørre. Våte sensorer står i direkte kontakt med vannet som strømmer gjennom reaktoren, mens tørre sensorer måler UV-lysintensiteten gjennom et målevindu. Så vel målevinduer i tørre sensorer som våte ender av våte sensorer er utsatt for beleggdannelse og krever rengjøring i likhet med UV-rørene.



Figur 4.7. Prinsipiell oppbygging av to ulike UV-sensorer (USEPA 2006).

En UV-sensor anvendes for å måle UV-intensiteten i det punktet der sensoren er plassert inne i UV-reaktoren. UV-sensoren "leser" avgitt lampeintensitet gjennom vannet, og den målte intensiteten påvirkes derfor av forhold som anvendt energitilførsel til UV-lampen, aldri av lampen, beleggdannelse på kvartsrør og UV-transmisjon i vannet.

Belegg på sensorvinduet vil gi en reduksjon i måleverdien for UV-intensitet, men dette innebærer ingen reell reduksjon i tilført UV-dose.

Signalet fra UV-sensoren anvendes sammen med data fra vannføringsmåleren for å styre og/eller angi UV-dosen, og er således en helt sentral utstyrskomponent for å kunne sikre drift innenfor godkjent/validert område og for å kontrollere doseringsnivået. Det er derfor svært viktig å sikre at måleverdiene er riktige. Normalt benyttes flere UV-sensorer i hvert biodosimetrisk testet og godkjent UV-aggregat, minimum 1 pr. 10 stk LP-lamper, eller 1 pr. 3 stk MP-lamper (FHI 2008). Det er signalet fra den sensoren som måler den laveste intensiteten som normalt benyttes til dosestyring og driftskontroll.

Ved validering av UV-reaktorer etter tysk eller østerriksk standard er plasseringen av UV-sensorene fastlagt av valideringsprosedyrene. Ved validering etter amerikansk standard står man noe friere, og produsenten kan selv bidra til å bestemme plasseringen. Selv om UV-sensorer etter tysk og østerriksk standard kan ha samme fysiske mål, kan de ikke brukes om hverandre fordi målefeldtvinkelen kan være ulik, noe som leder til ulike intensitetsverdier.

Modellstudier har vist at UV-sensorens plassering i UV-reaktoren i betydelig grad kan påvirke måleresultatet (Wright et al. 2002). I prinsippet skal UV-sensoren plasseres i det dårligst bestrålte punkt i reaktoren, noe som i praksis ikke alltid er like enkelt å oppnå.

Ved validering etter USEPA-standarden er det produsenten av UV-reaktoren som skal testes som selv bestemmer plasseringen av UV-sensorene. Det er viktig at produsenten/leverandøren har funnet den optimale plasseringen av UV-sensorer i forhold til UV-lampene. Dersom slik plasseroptimalisering ikke er foretatt, bør leverandøren

vurdere å supplere UV-intensitetsmålingene med måling av UV-transmisjon for å muliggjøre en bedre og mer kostnadseffektiv styring/dosekontroll. Her vil man da sikre/verifisere levering av påkrevd UV-dose ved å etablere minimumsverdier (set-punkter) for både UV-intensitet og UV-transmisjon innenfor det validerte område for vannføring. Med en slik styringsstrategi, er det ikke behov for særskilt optimalisering av UV-sensorenes plassering. Det er det heller ikke dersom man har valgt en dosestyringsstrategi basert på en ligning for doseberegning. Dersom UV-sensoren er plassert i den ideelle posisjonen slik at UV-dosen er proporsjonal med den avleste UV-intensiteten, vil doseberegningstiligningen ikke kreve UV-transmisjon som inputparameter.

Det henvises til nærmere beskrivelse av rutiner for kontroll og kalibrering av UV-sensorer under kapittel 10.4, og beskrivelse av UV-sensorer og forhold som påvirker sensoravlesningen under kapittel 12 som omhandler UV-anlegg godkjent etter gammel ordning.

4.3.1. Temperatursensorer

Av energien som tilføres en UV-lampe, overføres bare en begrenset andel til UV-lys i det mest germicidale ("mikrobedepende") bølgelengdeområdet (240-260 nm). For LP-lamper ligger energioverføringseffektiviteten normalt i området 30-40 %, og for MP-lamper i området 12-16 %. Resten av den tilførte energien går i stor grad til spille som varme. Gjennomstrømningen av vann sørger normalt for at overoppheting av UV-reaktoren unngås, men temperaturøkning kan likevel skje dersom:

- Vannivået i reaktoren reduseres slik at lampene helt eller delvis blir omgitt av luft
- Vannføringen gjennom reaktoren stopper opp

Slik uønsket oppvarming kan unngås ved å utstyre UV-reaktoren med en temperatursensor, slik at reaktoren automatisk kan stenges dersom temperaturen overstiger anbefalt driftsområde. Slike temperatursensorer er vanlige i USA, men det er ingen krav om slike i Norge. Vi vil anbefale bruk av en temperatursensor, særlig for MP-aggregater der driftstemperaturen er høy.

4.4. Vannmålere

Vannmålere og temperatursensorer for bruk i UV-anlegg skiller seg ikke fra tilsvarende målere og sensorer som anvendes på vannbehandlingsanlegg og skal derfor ikke omtales nærmere i denne rapporten.

Alt utstyr som inngår i valideringsprosessen og som påvirker doseleveransen eller styringen/målingen av UV-dose kan imidlertid i utgangspunktet ikke endres uten revalidering, jfr. kap. 7.4

4.5. UV-transmisjonsmålere

UV-transmisjonsmålere anvendes på enkelte anlegg, men ikke på alle. Behovet for en UV-transmisjonsmåler avhenger av den valgte metode for dosestyring og kontroll, som normalt er basert på følgende 2 alternativer:

1. Setpunkter for målt UV-intensitet og vannføring
2. Beregnet dose

Set-punktmetoden vil sikre at kravet til minimumsdose (40 mJ/cm^2) er oppfylt, men kan lett gi unødig høye UV-doser og høyt energiforbruk/driftskostnader. Bruk av flere set-punkter kan imidlertid avhjelpe dette.

Doseberegningemetoden gjør at man lettere kan kontrollere UV-dosen også oppad, men krever at det er utviklet en empirisk ligning der UV-dosen angis som en funksjon av flow, UV-intensitet og i visse tilfeller vannets UV-transmisjon. Slike ligninger utvikles normalt som en del av valideringsprosessen. Dersom valideringen/sertifikatene er basert på måling av UV-transmisjon, bør transmisjonsmåleren være omfattet av valideringen. Dette er i dag ikke alltid tilfellet.

En UV-transmisjonsmåler er således et hjelpemiddel for å kunne beregne og angi UV-dosen eksakt. Dette kan bidra til at man unngår alt for høye UV-doser, og derved til reduksjoner i energiforbruk og driftskostnader.

Erfaringer med UV-transmisjonsmålere viser at disse krever jevnlig ettersyn, kontroll og kalibrering. Dersom UV-transmisjonsverdien anvendes for beregning UV-dosen (dvs. en styring etter doseberegningsprinsippet) gir USEPA gir følgende anbefalinger (Bolton and Cotton, 2008):

- Kontroll av on-line transmisjonsmålere mot en referansemåler (spektrofotometer) bør foretas minst én gang pr. uke. Denne frekvensen kan justeres ut fra erfaringene etter det første driftsåret
- Dersom forskjellen i avleste transmisjonsverdier mellom on-line og referansesensoren overstiger 2 %, bør on-linemåleren recalibreres
- Dersom avviket overstiger 2 % i 4 påfølgende uker, bør transmisjonsmåleren kontrolleres daglig
- Dersom transmisjonsmåleren skulle vise seg å kreve hyppigere enn daglig recalibrering, bør vannverket vurdere følgende løsninger: 1) Innmatning av resultatet av manuelle transmisjonsmålinger i PLS-en hver 4. time, 2) Innmatning av dimensjonerende UV-transmisjonsverdi i PLS-en og verifiser daglig via manuelle målinger at aktuell transmisjonsverdi er lavere enn den dimensjonerende. Slike midlertidige løsninger bør imidlertid ikke anvendes ut over en periode på 6 måneder

4.6. Vaskesystemer og beleggkontroll

UV-produsentene har utviklet ulike teknikker for rengjøring av UV-reaktorer/kvartsglass, hvorav noen kan anvendes for reaktorer i drift (on-line) og noen for reaktorer som må tas ut av drift under rengjøringen (off-line):

- Kjemisk vask (off-line)
- Mekanisk rengjøring (on-line)
- Mekanisk-kjemisk rengjøring (on-line)

Kjemisk vask utføres ved at reaktoren tas ut av drift, dreneres og flushes med en vaskeløsning bestående av sitronsyre, fosforsyre eller annet godkjent vaskemiddel. Vaskeløsningen holdes i reaktoren tilstrekkelig lenge til at belegg løses opp (anslagsvis 15 minutter), før den renses og settes i drift. Hele rensesyklusen tar typisk 3 timer. Et alternativ til kjemisk rensing kan være å ta ut rørene og rense dem manuelt. Slik type rengjøring anvendes for noen typer LPHO-lamper, og tiden mellom hver vask kan typisk være fra én måned til et år avhengig av vannkvalitet og beleggdannelse.

I mekaniske og mekanisk-kjemiske vasketeknikker anvendes viskere (wipers) med elektrisk eller pneumatisk drift. I mekaniske anlegg anvendes normalt børster av gummi eller teflonringer som beveges langs UV-røret. I mekanisk-kjemiske vaskeanlegg anvendes i tillegg en vaskeløsning under den mekaniske rengjøringen. Ved bruk av mekaniske eller mekanisk-kjemiske viskere er det nødvendig å drenere UV-reaktoren etterpå, og slik vask kan skje mens reaktoren er i drift. Mekaniske og mekanisk-kjemiske vasketeknikker anvendes som regel for MP-lamper, siden den høye lampetemperaturen

for bestemte vannkvaliteter kan akselerere beleggdannelsen. Typiske frekvenser for mekanisk og mekanisk-kjemisk vask er 1-12 ganger pr. time.

Et eksempel på beleggdannelse på kvartsrør er vist i figur 4.8. Figuren viser også at viskeren har fjernet/kontrollert belegget, og hvordan dette ikke har blitt fjernet utenfor viskerens aktive sone/bevegelsesområde.



Figur 4.8. Beleggdannelse på kvartsrør (A. Seim, 2008)

Sensorvinduet blir normalt ikke rengjort av mekaniske viskere, selv om det finnes UV-anlegg som leveres med viskere for sensorglass. Belegg på sensorvinduet medfører at den målte intensiteten er mindre enn den faktiske intensiteten, dvs. den som måles med et rent sensorglass. Dette gjør at den tilførte UV-dosen blir høyere enn nødvendig fordi avlest UV-intensitet er styrende for dosen. For vannverkene innebærer dette høyere energiforbruk og høyere driftskostnader enn nødvendig, og det er derfor viktig at sensorglasset rengjøres med jevne mellomrom.

Det er viktig at vaskesystemene er automatiserte og at de inngår som en del av en UV-leveranse.

4.7. Drifts- og dosekontrollsystemer

Systemet for styring/kontroll av UV-dose skal sørge for å etablere og kontrollere de driftsparametrene som er nødvendige for å bekrefte at den leverte UV-dosen oppfyller dosekravene. Her skal omtales strategier for dosestyring/kontroll basert på to ulike tilnærminger:

1. Set-punkt for UV-intensitet
2. Beregnet UV-dose

Set-punkt-metoden tar utgangspunkt i et eller flere set-punkter for UV-intensitet, etablert under reaktorvalideringen for å bestemme UV-dosen. Under vanlig drift må signalet fra UV-sensorene minst oppfylle set-punktene for UV-I for å sikre tilstrekkelig dosering. Reaktorene må i tillegg operere innenfor valideringsområdet for vannføring og lampestatus. Denne metoden trenger ikke separat måling av UV-transmisjon, siden UV-I målingene også ivaretar endringer i UV-T. Denne kontrollstrategien kan baseres på bruk av et enkelt set-punkt som gjelder for alle vannføringer innen valideringsområdet, eller på variable set-punkter der set-punktene bestemmes ut fra en likning eller tabell for ulike vannføringer.

Doseberegning-metoden anvender en likning for å beregne UV-dosen ut fra målte driftsdata for vannføring, UV-intensitet, og UV-transmisjon. Ligningen for doseberegning kan være utviklet av produsenten/leverandøren, basert på numeriske beregninger. USEPA anbefaler imidlertid at man anvender en empirisk likning som baseres på resultatene fra valideringstesten. Under vanlig drift beregner UV-kontrollsystemet (PLS-en) den leverte UV-dosen ut fra likningen, og med de overnevnte målte driftsdata som input. Den beregnede dosen blir deretter dividert med valideringsfaktoren og den resulterende dosen blir så sammenholdt med dosekravet.

Validerte UV-aggregater styres etter en validert dose på minimum 40 mJ/cm², i samsvar med de tillatte verdier for vannmengde og UV-intensitet (dvs. valideringsområdet) som har fremkommet under valideringen og som skal fremgå av valideringsrapporten. Grenseverdiene som definerer det godkjente drifts-/valideringsområdet, dvs. UV-intensitet, vannføring (kapasitet) og i noen tilfeller også UV-transmisjon, vil normalt være programmert inn i PLS-en som styrer UV-anlegget. Ved avtagende intensitet etter at eventuell energitrimning og vask er foretatt, vil styringssystemet ofte være designet for å gi et forvarsel før man når den tillatte minimumsgrensen.

Anleggene bør være forsynt med oversiktlige kapasitetsdiagrammer (fra leverandøren eller FHI) som visualiserer anleggets kapasitetsgrenser (valideringsområdet) med grenseverdier (alarmer) for UV-intensitet, vannføring og eventuelt UV-transmisjon dersom denne parameteren inngår i styringen/dosekontrollen. Mattilsynet har ofte basert sin kontrollvirksomhet på en sammenligning av registrerte/loggførte verdier for vannmengde og UV-intensitet med de overnevnte diagrammer.

Oppsummerende stikkord:

- ♣ ***Et UV-anlegg består av UV-lamper, kvartsglass, bestrålingskammer, innløps- og utløpsarrangementer, UV-sensorer og andre måleinstrumenter, vaskesystemer, styring-/kontrollskap og automatisk stengeventil***
- ♣ ***Avhengig av gasstrykket kan lampene inndeles i lavtrykkslamper (Low Pressure, LP), lavtrykkslamper med høyt utbytte (Low Pressure High-Output, LPHO), og mellomtrykkslamper (Medium Pressure, MP)***
- ♣ ***UV-lampers utstrålte intensitet avtar med tiden (aldres) og de er sensitive for vann- (beleggdannelse) og strømkvaliteten (start/stopp)***
- ♣ ***Kvartsglass forsynes gjerne med et belegg (dopes) for å hindre bølgelengder under 240 nm, noe som gir redusert risiko for dannelse av UV-desinfeksjonsbiprodukter***
- ♣ ***UV-sensorer, vannføringsmålere og eventuelle UV-transmisjonsmålere må kontrolleres jevnlig***
- ♣ ***Mekaniske viskere og/eller kjemisk vask benyttes for renhold av kvartsglass og UV-sensorøye***
- ♣ ***Drifts- og dosekontrollen baseres normalt på: 1) Set-punkter (med alarmer) for UV-intensitet, vannføring og eventuelt UV-transmisjon, eller 2) Beregnet UV-dose basert på overvåking av de samme parametere***

5. Vannkvalitet og UV-desinfeksjon

- **Hva er sammenhengen mellom UV-transmisjon og UV-absorbans?**
- **Hva betyr vannkvaliteten for UV-desinfeksjonen?**
- **Hvilke komponenter påvirker absorpsjon av UV-lys og beleggdannelse på kvarts-glass og sensorøye?**
- **Hvilke uønskede biprodukter kan dannes fra UV-desinfeksjonen?**
- **Representerer biproduktene noe problem?**

5.1. Om vannkvalitetens betydning for UV-desinfeksjonen

5.1.1. Generelt

Effektiviteten av en UV-desinfeksjon er sterkt avhengig av vannkvaliteten. Intensiteten på UV-lyset som leveres i UV-reaktoren vil reduseres gjennom bestrålingskammeret i henhold til vannets UV-transmisjon (gjennomtrengelighet). Den UV-intensiteten en mikroorganisme utsettes for vil derfor, foruten avstanden fra UV-lampen (lysveien), være avhengig av vannets partikkelinnhold (som kan spre UV-lyset), og av innholdet av løste stoffer i vannet (for eksempel NOM og jern) som kan absorbere UV-lys.

5.1.2. UV-transmisjon og UV-absorbans

Beers lov beskriver hvordan UV-transmisjonen, dvs. andelen av UV-lys ved en gitt bølgelengde som trenger gjennom vann over en bestemt avstand, kan beregnes ut fra intensiteten på innkommende og utgående UV-lys:

$$UV_T = I/I_0 \quad (5.1)$$

der UV_T = UV transmisjon ved gitt bølgelengde, for eksempel 254 nm og gitt lysvei, for eksempel 1 cm
 I = Intensitet på UV-lys etter en gitt lysvei (mW/cm²)
 I_0 = Intensitet på innkommende (avgitt) UV-lys (mW/cm²)

Transmisjonen kan også relateres til UV-absorbansen etter følgende ligning:

$$UV_T = 10^{-A} \quad (5.2)$$

der UV_T = UV transmisjon ved gitt bølgelengde og lysvei, f.eks. 254 nm, 1 cm
 A = UV-absorbans ved gitt bølgelengde (254 nm) og lysvei (1 cm)

UV-absorbansen kan da beregnes fra transmisjonen som følger:

$$A = -\log UV_T = -\log (I/I_0) \quad (5.3)$$

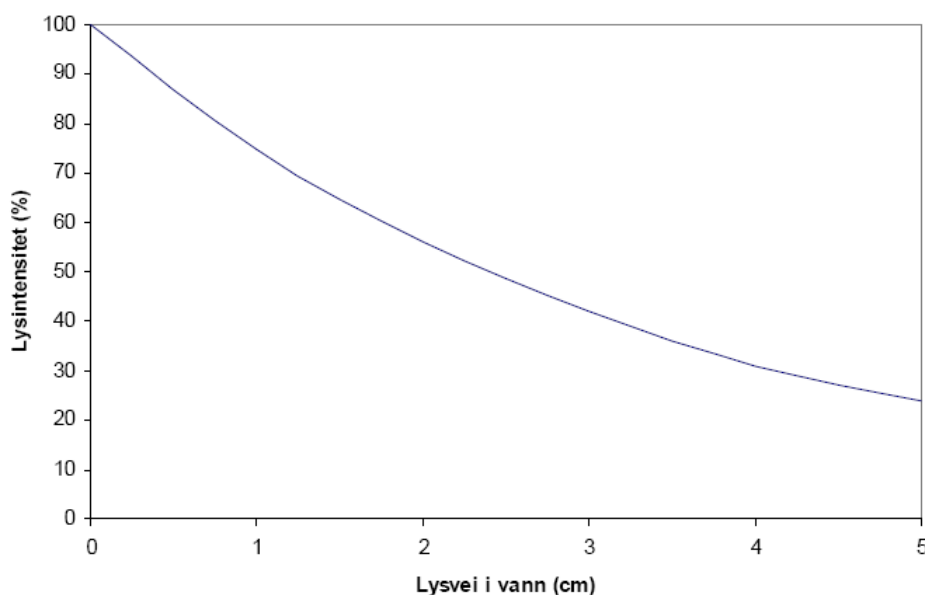
Dersom man har data for UV-transmisjon ved en bestemt lysvei, for eksempel 5 cm, kan man beregne transmisjonen ved en annen lysvei, for eksempel 1 cm, etter ligning (4) nedenfor. Forholdet er nærmere illustrert i figur 3.1.

$$UV_{T, 1cm} = UV_{T, 5cm}^{1/5} \quad (5.4)$$

UV-transmisjonen oppgis også ofte i prosent:

$$UV_T(\%) = 100 \cdot UV_T \quad (5.5)$$

For å øke nøyaktigheten av UV-transmisjonsmålinger anbefales det å anvende lang lysvei (kyvettelengde) når UV-transmisjonen er høy, eksempelvis 5 cm (50 mm) når UV-transmisjonen (1 cm/10 mm) er 0,90 (90 %) eller høyere (USEPA, 2006).



Figur 5.1. Intensitet av UV-lys som funksjon av lysvei i vann (FHI, 2006)

En tabellarisk oversikt over sammenhengen mellom UV-absorbans og UV-transmisjon ved 1 og 5 cm lysvei/kyvettelengde finnes i vedlegg.

5.1.3. Norsk Standard for UV-transmisjon

UV-absorbans måles ved en bølgelengde på 254 nm. Norsk Standard NS 9462 (2006) gir retningslinjer for måling av UV-transmisjon i vann.

5.2. Mikrobiologisk vannkvalitet

Vannkvaliteten bestemmes av den påvirkning vannet har vært utsatt for, fra det når jordoverflaten som nedbør og til prøvetakingspunktet. Vannkvaliteten påvirkes av jordsmonn og berggrunn, nedbørmengde og nedbørintensitet, kjemiske og biologiske prosesser i vannet, menneskelig aktivitet i nedbørsfeltet, og av atmosfæriske forurensninger.

Hygienisk (herunder mikrobiologisk) råvannskvalitet i overflatevannkilder avhenger for en stor del av aktiviteter i nedbørsfeltet som kan gi en jevn tilførsel av forurensninger, samt av tilfeldige aktiviteter og hendelser som kan gi forurensninger fra mennesker og varmblodige dyr. Videre påvirkes vannkvaliteten av inntakets plassering, inntaksdyp, vannuttak i forhold til vannets oppholdstid i innsjø/basseng, kildetype og størrelse, hydrologi, morfometri, topografi og meteorologi, m.v.

Nasjonalt Folkehelseinstituttets vannverksregister (VREG) omfatter vannkvalitetsdata fra en lang rekke vannverk. VREG viser at en betydelig del av råvannet til norske vannverk fra innsjøer og tjern er forurensset av avføring fra mennesker og/eller varmblodige dyr (pattedyr og fugler).

Kravene i Drikkevannsforskriften og tilhørende veileder er utformet slik at nødvendig UV-dose er avhengig av hvorvidt bakteriesporer skal inaktiveres i tillegg til bakterier, virus og parasitter. Konsentrasjonsnivåene for de ulike organismer i råvannet er ikke spesifisert nærmere. Dette står i motsetning til amerikanske retningslinjer der kravet til inaktivering (log-reduksjon) er avhengig av konsentrasjonsnivået i råvannet, noe som kreves dokumentert i en måleperiode med ca. 2 års varighet. De amerikanske retningslinjene er nærmere beskrevet i vedlegg 2.

5.3. Fysisk-kjemisk vannkvalitet

Substanser som absorberer og/eller sprer UV-lys eller danner belegg på UV-rørene vil generelt påvirke UV-desinfeksjonen i betydelig grad. Dette innebærer at råvannskvaliteten og type og grad av vannbehandling oppstrøms UV-enheten har stor betydning for resultatet av desinfeksjonen.

Følgende substanser anses spesielt viktige i forhold til utforming, dimensjonering og drift av UV-anlegg:

- Type og innhold av naturlig organisk materiale (NOM)
- Løste og kolloidale komponenter som kan absorbere UV-lys (Fe, Mn, etc)
- Type og innhold av partikler
- Type og innhold av alger
- Type og innhold av stoffer som kan danne belegg (Fe, Ca, etc)

I tillegg vil også vanntemperaturen ha betydning for beleggdannelsen. Spesielt bør nevnes at løseligheten av kalsiumkarbonat i vann avtar betydelig ved økende temperatur, slik at kalsiumkarbonat kan felle ut på varme overflater selv om innholdet i vannet ikke overstiger løseligheten.

5.3.1. Naturlig organisk materiale (NOM)

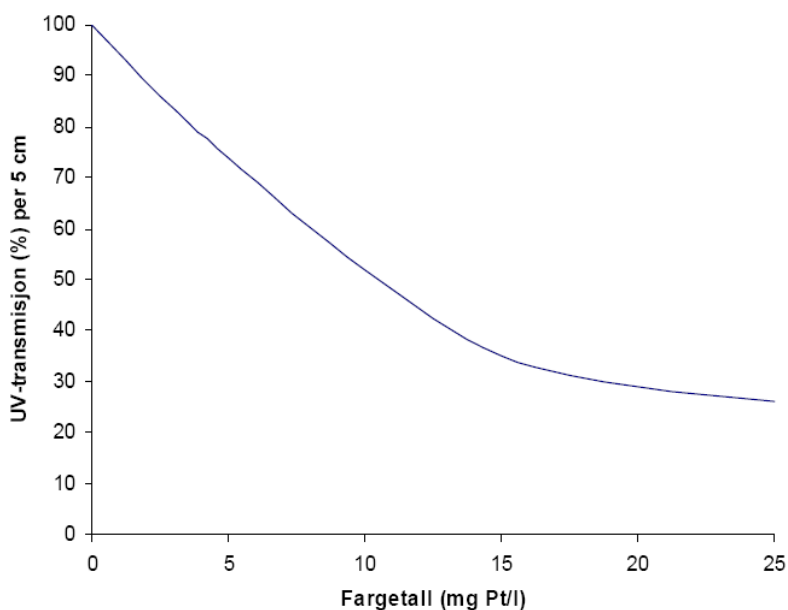
Naturlig organisk materiale (NOM) inneholder aromatiske forbindelser (humus- og fulvussyrer) med konjugerte dobbelbindinger med stor evne til å absorbere så vel synlig lys (som anvendt i fargetallsmålinger) og UV-lys (som anvendt i måling av UV-transmisjon, UV-absorpsjon, UV-ekstinksjon). Intensiteten av UV-lys avtar derfor raskt med økende lysvei i vann som inneholder mye NOM/humus, og følgelig reduseres også UV-dosen. Av denne grunn bør NOM-innholdet (målt som TOC, fargetall, UV-abs, etc.) være lavt for å oppnå en kostnadseffektiv UV-desinfeksjon. Som en tommelfingerregel anbefales ikke UV som desinfeksjon dersom UV-transmisjonen er lavere enn ca. 30 % pr. 5 cm (FHI, 2006).

I Vannforsyningens ABC (FHI 2006) angis en empirisk sammenheng mellom fargetall og UV-transmisjon som vist i figur 5.3. I henhold til denne figuren vil en UV-transmisjon på 30 % pr. 5 cm tilsvare et fargetall på ca. 20 mg Pt/L. UV-desinfeksjon av vann med høyere fargetall enn dette anbefales altså ikke av FHI. Figuren er ikke generell, men utgjør et illustrerende eksempel basert på målinger i en rekke sure, norske overflatevann. Slike sammenhenger mellom farge og UV-transmisjon bør etableres lokalt, siden man enkelte steder får verdier som avviker betydelig fra det som er angitt i figuren (jfr. kap. 8.4). Som et eksempel på dette har man ved Stockholm Vatten en UV-transmisjon på ca. 40 % (5 cm kyvette) og et fargetall lavere enn 5 (Eriksson 2008).

Det er også viktig å være klar over at innhold og egenskaper (bl.a. UV-abs) av NOM kan variere sterkt over året. Sterk nedbør, kraftig vind, sirkulasjonsprosesser i vannkildene, etc. vil også bidra til variasjoner i innholdet av stoffer som påvirker UV-transmisjonen. Følgelig bør man ha foretatt målinger over en tilstrekkelig lang periode (minst et år) for å

ha et godt dimensjoneringsgrunnlag. Dette gjelder selvsagt spesielt der hvor man ikke har særlig grad av vannbehandling forut for UV-reaktoren.

Mange steder har man også registrert en trend til økende NOM de siste år, sannsynligvis grunnet klimaforandringer og endringer i nedbørforhold, herunder også en reduksjon i tilførselen av sur nedbør. Det er også indikasjoner på at NOM-økningen er ulik for ulike deler av landet, og at også sammensetningen av NOM kan endres. Slik sett kan man få en økning ikke bare av de fraksjoner av NOM som er de største bidragsyttere til vannets UV-absorbans, men også av de fraksjoner som bidrar mest til vannets biologiske vekstpotensial.



Figur 5.3. UV-transmisjon (%) målt med 50 mm kyvettelengde som funksjon av vannets fargetall, basert på en rekke målinger av surt, norsk overflatevann (FHI 2006).

De vanligste vannbehandlingsprosesser evner bare å fjerne en andel av de UV-absorberende NOM-komponenter. Selv om denne andelen normalt er 90 % eller høyere, vil en signifikant økning i NOM i råvannet derfor også påvirke NOM-innholdet i behandlet vann som skal UV-desinfiseres.

For å få mer informasjon om innholdet av UV-absorberende bestanddeler av NOM, deres sesongmessige variasjoner og eventuelle langtids konsentrasjonstrender, kan man foreta en fraksjonering der man deler NOM (DOC) inn i hydrofobe og hydrofile fraksjoner. De hydrofobe fraksjoner omfatter de typiske humusfraksjoner, og hovedandelen av UV-absorpsjonen (fargen) og reaktiviteten vil normalt ligge her. Samtidig er disse fraksjonene lettest å fjerne ved vanlig vannbehandlingsmetoder som koagulering og membranfiltrering.

De hydrofile fraksjoner omfatter ladete så vel som nøytrale fraksjoner som i større grad er dannet ved nedbrytning av alger og mikroorganismer, m.v. i vannet. Den nøytrale hydrofile fraksjonen lar seg i liten grad fjerne ved vannbehandlingsmetoder som koagulering og membranfiltrering, og knyttes ofte til problemer med beleggdannelse/fouling av membraner og biologisk vekst i ledningsnett.

Slik NOM-fraksjonering kan derfor gi nyttig informasjon vedrørende NOMs sammensetning, behandlbarhet og egenskaper, også i UV-sammenheng. Videre vil man få informasjon om sesongvariasjoner i så vel vannkilde/råvann som behandlet vann. Mer

informasjon om slik NOM-fraksjonering og analyser av vekstpotensial kan finnes på EU-prosjektet Techneau sin hjemmeside (www.techneau.eu).

5.3.2. Partikler og alger

Avhengig av type/størrelse og konsentrasjon, vil partikler kunne spre og/eller absorbere UV-stråler og derved gi redusert UV-intensitet og UV-transmisjon. Eksempelvis vil blågrønn-alger kunne gi betydelig lavere UV-transmisjon enn leirpartikler selv om turbiditeten er den samme (FHI, 2006). Videre vil mikroorganismer kunne unndra seg UV-eksponering via skyggeeffekter og innbaking i partikler. Det er derfor viktig for desinfeksjonseffektiviteten at vannet har lavt partikkelinnhold/turbiditet.

Partiklers størrelse og egenskaper er avgjørende for deres evne til å påvirke UV-transmisjonen. Tabell 5.1 viser hvordan ulike partikkeltyper gir ulik UV-transmisjon selv om turbiditetsnivået er det samme. I likhet med NOM vil innholdet av alger og partikler kunne variere sterkt over året.

Tabell 5.1 Nedgang i UV-transmisjon (fra 100 % til angitt verdi) forårsaket av ulike typer partikler med samme turbiditetsnivå (1 NTU). (FHI, 2006).

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

Tabellen viser at man skal være oppmerksom på blågrønnalger og spesielt mangan fordi dette kan gi betydelig reduksjon i UV-transmisjon. Foruten å redusere UV-transmisjonen kan alger interferere også på andre måter med UV-desinfeksjonsprosessen. Eksempelvis er det registrert algevekst oppstrøms og nedstrøms UV reaktorer med mellomtrykkslamper. Dette antas å være forårsaket av emisjon av synlig lys fra de mer polykromatiske mellomtrykkslampene. Algeveksten vil selvsagt også være bestemt av vannets innhold av næringssalter og av hydrauliske forhold (for eksempel dødsoner) i UV-reaktoren.

5.3.3. Stoffer som kan gi redusert UV-transmisjon og belegg

I tillegg til NOM vil vann kunne inneholde andre substanser som kan gi betydelig absorpsjon av UV-lys:

- Andre aromatiske organiske stoffer (fenoler)
- Metaller (inklusive rester av koagulanter som Fe og Al)
- Anioner (nitrater, sulfitter, karbonater, etc)
- Andre kationer (Ca, Mn, etc)

I tillegg vil flere av disse stoffene kunne bidra til å danne belegg på kvartsrør og UV-sensor. For norske forhold anses stoffer som fenoler og sulfitter å være mindre relevante.

USEPA (2006) angir i sin UV-veileder at flere substanser som til vanlig anvendes i vannbehandlingen, eksempelvis jern og ozon, kan gi betydelig redusert UV-transmisjon (Tabell 5.2). Siden jern både kan absorbere UV-lys og danne belegg, bør man være spesielt på vakt mot konstant eller tidvis høyt jerninnhold i vann som skal UV-desinfiseres. Siden ozon har så høy absorpsjonskoeffisient for UV-lys, innebærer dette at

ved bruk av ozon i forkant av en UV-desinfeksjonsprosess, er det viktig at alt restozon er fjernet.

Tabell 5.2. Vannbehandlingskemikalier med høy absorpsjon av UV-lys (USEPA 2006, tilpasset fra Bolton et al. 2001).

Stoff/forbindelse ¹⁾	Molar absorpsjonskoeffisient (M ⁻¹ cm ⁻¹)	Nødvendig konsentrasjon for å redusere UV-T (10 mm) fra 91 til 90 % (mg/L) ²⁾
Ozon (O ₃ aq.)	3250	0.071
Jern – treverdige (Fe ³⁺)	4716	0.057
Permanganat (MnO ₄ ⁻)	657	0.91
Thiosulfat (S ₂ O ₃ ²⁻)	201	2.7
Hypokloritt (OCl ⁻)	29.5	8.4
Hydrogenperoksid (H ₂ O ₂)	18.7	8.7
Jern - toverdige (Fe ²⁺)	28	9.6
Sulfitt (SO ₃ ²⁻)	16.5	23
Sink (Zn ²⁺)	1.7	187

1) Stoffer som ikke gir signifikant UV-absorbans: NH₃, NH₄⁺, Ca²⁺, OH⁻, Mg²⁺, Mn²⁺, PO₄²⁻, SO₄²⁻

2) Tilsvarende en økning i UV-absorbans (A₂₅₄) fra 4.1 til 4.6 m⁻¹.

5.4. UV-desinfeksjonsbiprodukter

Alle desinfeksjonsmidler vil kunne danne desinfeksjonsbiprodukter (DBP). Så også med UV-desinfeksjon, der DBP kan dannes ved absorpsjon av fotoner fra UV-lampene (direkte fotolyse) eller via reaksjoner med dannede hydroksylradikaler. DBP-dannelsen fra UV synes imidlertid å være langt lavere enn tilfellet er for alternative desinfeksjonsmidler som ozon og spesielt klor. Det er i første rekke kortbølget UV-lys som kan danne DBP, og UV-lamper forsynes derfor gjerne med dopede kvartsglass som holder tilbake kortbølget UV-lys (< 240 nm). Krav om frafiltrering av kortbølget UV-lys inngår som et krav i FHIs typegodkjenning av MP-aggregater. Dette er påkrevet også i ÖNORM og DVGW-normen, og FHI krever alltid dokumentasjon på at dette er tatt hensyn til dersom aggregatene er testet etter USEPA-normen. En slik fjerning av kortbølget UV-lys reduserer utvilsomt potensialet for dannelse av UV-DBP, og bidrar til å utjevne forskjellen mellom LP og MP-anlegg på dette punktet.

Biprodukter fra UV-desinfeksjon av drikkevann kan dannes direkte gjennom fotokjemiske reaksjoner eller indirekte via reaksjoner med produkter fra fotokjemiske reaksjoner. Fotokjemiske reaksjoner kan bare skje dersom kjemiske substanser absorberer UV-lys, eksiteres og danner nye substanser i en slik eksitert tilstand. Fotooksidasjon av både naturlige og syntetiske organiske komponenter er påvist, og det kan derved dannes uønskede forbindelser (Pickett og Moore, 1995, Parkinson et al., 2001, Aleljung et al. 2003, Hem et al., 2003). Konsentrasjonen av slike nye substanser (DBP) vil være avhengig av UV-dosen, bølgelengden og konsentrasjonen på reaktantene. Av potensielle UV-DBP har man spesielt fokusert på halogenerte biprodukter (THM, HAA) i tilfeller der UV kombineres med klor, på overføring av organisk stoff til mer nedbrytbare bestanddeler, og på mulig dannelse av andre DBP som nitritt, bromat, toksiske og mutagene stoffer, etc. I land som anvender UV uten etterfølgende klordesinfeksjon er det spesielt viktig å sikre at vannet er biostabilt (dvs. lav BDOC, AOC). Dette for å sikre at vannet er hygienisk akseptabelt og for å hindre vekstproblemer på nettet (Ijpelaar et al. 2007).

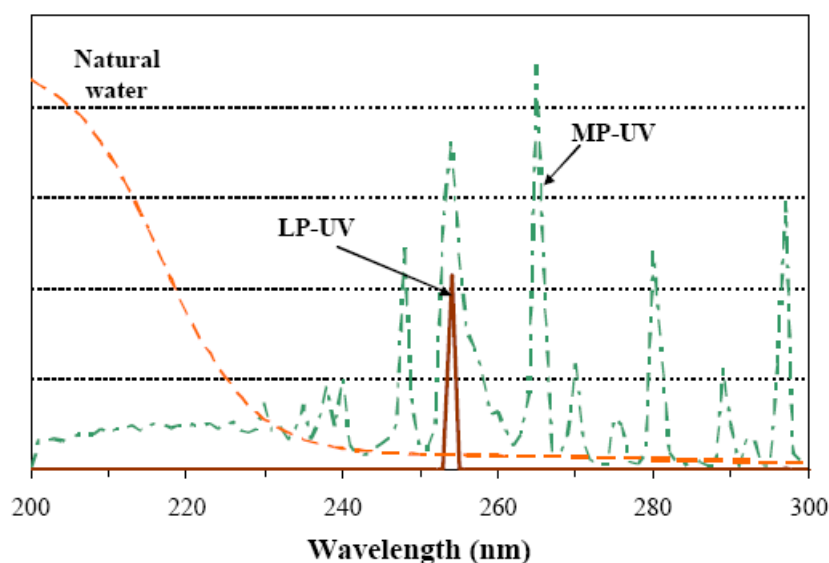
Som nevnt tidligere har MP-lamper et bredere emisjonsspektrum (mer polykromatisk) enn lavtrykkslamper. Samtidig vil naturlig vann absorbere UV-lys (fotoner) med lav bølgelengde (< 230 nm) i langt større grad enn for høyere bølgelengder. Dette kan

følgelig innebære at MP-lamper har potensial til å påvirke vannkvaliteten i noe større grad enn LP-lamper, for eksempel med hensyn til biodegraderbarhet/vekst (BDOC/AOC), lukt og smaksforbindelser, nitritt, etc. Dette er illustrert i figur 5.4, som viser et typisk absorpsjonsspektrum for naturlig vann samt emisjonsspektra fra LP og MP-lamper. I naturlig vann er det i hovedsak NOM og nitrat som vil absorbere energi (fotoner) med korte bølgelengder og derved gi kurveforløpet som vist i figuren.

Siden naturlig vann med NOM og nitrat altså primært absorberer lys i det lavere UV-C bølgelengdeområdet (< 230 nm), og siden absorpsjonen ved 254 nm er lav, indikerer dette at potensialet for dannelselse av bionedbrytbart organisk stoff (AOC, BDOC) via fotolyse er lavt ved bruk av LP-lamper. MP-lamper vil med sitt bredere emisjonsspekter generelt ha større potensial for dannelselse av desinfeksjonsbiprodukter som nitritt og bionedbrytbart organisk stoff (AOC, BDOC).

Signifikant dannelselse av UV-desinfeksjonsbiprodukter synes imidlertid normalt å være betinget av det benyttes UV-doser som er **mange ganger høyere** enn de som normalt anvendes til desinfeksjon av drikkevann. UV doser opp til 100-200 mJ/cm² synes følgelig ikke å medføre vesentlige endringer i vannets pH, turbiditet, farge, UV-transmisjon, nitritt, bromat eller biodegraderbart organisk stoff (AOC, BDOC). Dette gjelder uansett om man anvender LP- eller MP-lamper.

Siden mange er opptatt av desinfeksjonsbiprodukter og forholdene rundt slike, skal det - på tross av at problemet synes å være begrenset - likevel gis en nærmere omtale av ulike potensielle UV-desinfeksjonsbiprodukter.



Figur 5.4. Illustrasjon av typiske forløp for UV-absorbans i naturlig vann og emisjonsspektra for LP- og MP-lamper (Ijpelaar et al., 2007)

5.4.1. Trihalometaner (THM) og halogenerte eddiksyrer (HAA)

Flere undersøkelser har vist at UV i doser opp til 400 mJ/cm² ikke synes å påvirke dannelsen av trihalometaner (THM) og halogenerte eddiksyrer (HAA) ved etterfølgende klorering (USEPA, 2006).

5.4.2. Bionedbrytbare stoffer

Forsøk med UV-bestråling av ubehandlet råvann og avløpsvann med doser over 400 mJ/cm² har vist dannelselse av små mengder bionedbrytbare stoffer, bl.a. aldehyder. For

doser som er mer typiske for desinfeksjon av drikkevann ($< 140 \text{ mJ/cm}^2$) fant man imidlertid ingen endring i vannkvalitet. Man har heller ikke kunnet påvise noen signifikant økning av AOC (assimilerbart organisk karbon) i drikkevann som følge av UV-doser i området $18\text{-}250 \text{ mJ/cm}^2$ (Hem og Charnock, 1999; Shaw et al., 2000; USEPA, 2006).

Aleljung et al. (2003) målte et økt begroingspotensial med mellomtrykkslamper, men dette var ikke lenger tilfellet dersom bølgelengder under 240 nm ble filtrert bort.

Dersom UV-dosen er svært høy kan en som nevnt få fotooksidasjon av NOM. Dette kan gi redusert DOC-innhold, men kan også øke begroingspotensialet i vannet ved at sammensetningen av DOC endres. Dette bekreftes av australske undersøkelser med vakuum-UV (VUV) og UV i svært høye doser, $16\text{-}233 \text{ J/cm}^2$, dvs. $16\,000\text{-}233\,000 \text{ mJ/cm}^2$ (Buchanan et al. 2005). Forsøkene påviser signifikant reduksjon av NOM (DOC) og betydelige endringer i det relative konsentrasjonsforholdet mellom de ulike DOC-fraksjoner. VUV gir bølgelengder i det lavere UV-området ($100\text{-}200 \text{ nm}$), og VUV vil derfor i større grad enn "vanlig" UV-lys ved høyere bølgelengder gi dannelse av hydroksidradikaler, noe som bidrar til økt DOC-reduksjon og bionedbrytbarhet. UV-bestråling i ekstreme doser kan derved fjerne DOC ved fotooksidasjon og gi økt bionedbrytbarhet ved at hydrofobe, biostabile NOM-fraksjoner overføres til mer bionedbrytbare, hydrofile NOM-fraksjoner. Men dette ble altså oppnådd i forsøk der UV-dosene var om lag 1000 ganger høyere enn de som normalt anvendes for desinfeksjon.

Dersom UV i høye doser benyttes i kombinasjon med hydrogenperoksid for oksidasjon av for eksempel pesticider, må en forvente at en rekke ulike organiske stoffer oksideres, og at det kan dannes stoffer som øker vannets begroingspotensial. Etter en slik anvendelse av UV-bestråling må en derfor ha et behandlingstrinn som fjerner det lett nedbrytbare organiske materialet som blir dannet.

5.4.3. Nitritt

Dannelse av nitritt fra nitrat er mulig ved UV-desinfeksjon med mellomtrykkslamper og bølgelengder under 225 nm . Det er imidlertid rapportert at $< 3 \%$ av nitrat overføres til nitritt på denne måten (USEPA, 2006).

Ijpelaar et al. 2007 konkluderer at vann som UV-desinfiseres i doser opp til 70 mJ/cm^2 normalt ikke vil ha problemer med å oppfylle EUs drikkevannsstandard for nitritt ($0.1 \text{ mgNO}_2^-/\text{L}$) uansett hvilken type UV-lamper som anvendes. Kombinasjonen av MP-lamper og høyere UV-doser vil imidlertid kunne medføre at nitrittstandarden overskrides.

Med det nitratinhold man normalt har i drikkevann i Norge, synes signifikant nitrittdannelse som følge av UV-desinfeksjon derfor å være lite sannsynlig, men det er likevel viktig å analysere nitratinholdet og vurdere potensialet for nitrittdannelse der en har betydelig jordbruksvirksomhet i nedbørfeltet.

5.4.4. Lukt- og smakstoffer

Som nevnt over kan fotooksidasjon av organiske komponenter medføre at det dannes nye stoffer, hvorav enkelte kan være uønsket. Det er i prinsippet ikke umulig at det kan dannes stoffer som gir uønsket lukt eller smak på vannet, men dette er kun rapportert i et fåtall tilfeller (Aleljung, 2003; Lund, 2008). I det førstnevnte tilfellet var det fra forsøk med mellomtrykkslamper, og der det ikke kan utelukkes at dosene var vesentlig høyere enn 40 mJ/cm^2 . Når det ble montert et "filter" som fjernet UV-stråler med bølgelengde mindre enn 240 nm opphørte problemet. Med lavtrykkslamper oppsto ikke slike lukt- og smaksproblemer. I det andre tilfellet var det fra LP-anlegg på offshore installasjoner der vannets oppholdstid i aggregatene, og dermed også dosen, var svært høy.

Det finnes altså indikasjoner på at dannelse av uønsket lukt og smak kan knyttes til svært høye UV-doser, mellomtrykkslamper og bredspektret lys, primært bølgelengder lavere enn UV-området.

5.4.5. Vekstpotensial

Det er rapportert om vekst på nettet og høye kimtall i vann som er UV-desinfisert etter ozonering/biofiltrering. Også i Norge har man noen slike erfaringer (Bergo, 2007; Brekke, 2007). En UV-desinfeksjon vil imidlertid som før nevnt ikke påvirke vannets begroingspotensial forutsatt at dosene er moderate, men vil heller ikke gi noen restvirkning på ledningsnettet som kan begrense en biofilmdannelse. Dersom begroingspotensialet før UV-desinfeksjonen er høyt, noe som kan skyldes utilfredsstillende vannbehandling før desinfeksjonstrinnet, for eksempel et biofilter som er for lite eller av andre årsaker ikke fungerer optimalt, vil problemene med biofilmdannelse og høye kimtall på nettet kunne oppstå uavhengig av desinfeksjonstrinnet.

Ijpelaar et al. 2007 konkluderer med at AOC-dannelsen vil være lavere i UV-anlegg med LP- enn med MP-lamper, men at AOC-dannelsen uansett lampetype vil være begrenset til ca. 10 µgAc-C/L for UV-doser opp til 100 mJ/cm². Dette burde tilsi at vekstproblemer som følge av UV-desinfeksjon normalt vil være svært begrenset.

5.4.6. Algevekst

Alger kan redusere vannets UV-transmisjon og således påvirke UV-dosen negativt. Alger vil normalt stamme fra råvannet, men slike alger vil i stor grad fjernes ved adekvat vannbehandling som eksempelvis koagulering og membranfiltrering.

Det finnes også eksempler på økt algevekst i tilknytning til UV-reaktorer som følge av tilførsel av synlig lys (fotosyntese). Slik algevekst er påvist i såvel LP- som MP-aggregater, men risikoen for algevekst synes størst i MP-anlegg der om lag 25 % av lyset er i det synlige området. For LP-lamper er denne andelen bare om lag 5 % (Ijpelaar et al, 2007). UV-reaktorer med lamper plassert på tvers av vannstrømmen (såkalte in-line UV-anlegg) synes å være mer utsatt enn andre reaktortyper, noe som synes å være forårsaket av at veggene i inn- og utløpsstussene i slike anlegg bestråles med synlig lys fra UV-lampene, men ikke med UV-lys. Dette fordi synlig lys er virksom over større avstander i vannet enn UV-lys.

Følgelig vil lampetype, vannets UV-transmisjon og innhold av næringssalter (fosfat) være bestemmende faktorer for slik UV-indusert algevekst (Ijpelaar et al., 2007; Beerendonk and Ijpelaar, 2003; Reynolds, 1984).

Næringssaltinnholdet i drikkevann vil imidlertid normalt være så lavt at tilførselen av synlig lys fra UV-aggregater sjelden vil kunne forårsake algevekst av betydning (Bolton and Cotton, 2008).

5.4.7. Toksiske stoffer

Litteraturen inneholder lite informasjon om toksisitet av UV-behandlet vann. Relevante former for toksisitet er genotoksitet/mutagenitet, carcinogenitet og hormonforstyrrelser (endocrine disruption). Stoffer som kan bidra til økt toksisitet kan være nedbrytningsprodukter, for eksempel organiske radikaler som kan dannes ved UV-behandling av vann som inneholder mikroforurensninger og NOM.

De fleste toksisitetsstudier som er utført har fokusert på genmutagenitet, mens det finnes lite informasjon om eventuelle hormonforstyrrende effekter av UV. Studier på forbehandlet overflatevann har ikke kunnet påvise økt gentoksitet som følge av UV-desinfeksjon (Ames test). Dette gjelder studier utført av Zoeteman et al., 1982 som

anvendte en UV-doser på 120 mJ/cm², Kruithof et al., 1992 som anvendte både LP- og MP-lamper og doser i området 20-40 mJ/cm². Haider et al., 2002 påviste imidlertid at genotoksisitet økte etter UV-behandling av grunnvann med doser opp til 80 mJ/cm². Ijpelaar et al. 2001 kunne i motsetning til dette ikke påvise noen genotoksisitet etter UV-behandling med LP-lamper ved UV-doser opp til 90 mJ/cm². Helma et al., 1994 påviste ingen økning i clastogenitet (dvs. innhold av stoffer som kan gi kromosomskader) som følge av UV-behandling av drikkevann med en UV-dose på 150 mJ/cm². Man fant imidlertid en økning ved behandling av grunnvann med LP-lamper (ingen opplysninger om UV-dose). Haider et al. 2002 fant imidlertid ingen økning i clastogenitet etter LP UV-behandling av flere typer grunnvann med ulik kvalitet i doser opp til 80 mJ/cm².

På bakgrunn av ovenstående konkluderte Ijpelaar et al., 2007 som følger:

- o Studier angående dannelse av toksiske stoffer som følge av UV-desinfeksjon gir ofte motstridende resultater
- o Det mangler ofte informasjon om vannets kvalitet og forbehandling, selve UV-desinfeksjonen og utførelsen av toksisitetstestene
- o På tross av ovenstående observasjoner, antas det - på grunn av de lave doser som normalt anvendes ved UV-desinfeksjon av drikkevann - at dannelsen av toksiske substanser er lav eller neglisjerbar.
- o Denne situasjonen kan forandre seg dersom UV-dosene vil øke i fremtiden dersom UV-desinfeksjonssystemene designes med sikte på økt inaktivering også av mer UV-resistente mikroorganismer, for eksempel *Adenovirus*.

Oppsummerende stikkord:

- ♣ **UV-transmisjon og UV-absorbans er to sider av samme sak: Når UV-transmisjonen øker, så reduseres UV-absorbansen og vice versa**
- ♣ **Vannets farge og turbiditet påvirker UV-transmisjonen og derved UV-dosen**
- ♣ **En rekke stoffer kan absorbere UV-lys, bl.a. NOM, jern og ozon**
- ♣ **Belegg på kvartsglassene, for eksempel kalsiumkarbonat og oksider eller hydroksider av mangan, aluminium og jern, vil redusere UV-dosen**
- ♣ **Desinfeksjonsbiprodukter (DBP) kan dannes ved absorpsjon av fotoner fra UV-lampene (direkte fotolyse) eller via reaksjoner med dannede hydroksyl-radikaler. Naturlig vann absorberer fotoner primært i bølgelengdeområdet < 230 nm, og i hovedsak på grunn av NOM og nitrat. Dette indikerer et svært begrenset dannelsespotensial for bionedbrytbart organisk stoff (AOC, BDOC) ved bruk av LP-lamper som emitterer UV-lys ved 254 nm bølgelengde og dopede MP-lamper som avskjærer bølgelengder < 240 nm**
- ♣ **Dannelsen av DBP er generelt lav ved UV-desinfeksjon i normale doser (40 mJ/cm²), og UV doser opp til 100-200 mJ/cm² synes ikke å medføre vesentlige endringer i vannets pH, turbiditet, farge, UV-transmisjon, nitritt, bromat eller biodegraderbart organisk stoff (AOC, BDOC)**
- ♣ **Algevekst er påvist i inn- og utløpsrør i så vel LP- som MP-anlegg, men risikoen for algevekst vil være størst i MP-anlegg der om lag 25 % av lyset er i det synlige området, og særlig i reaktorer som har soner der synlig lys kommer til, men ikke UV-lys i mengde tilstrekkelig til å drepe algene (in-line reaktorer med lamper på tvers av strømningsretningen)**
- ♣ **Studier angående dannelse av toksiske stoffer som følge av UV-desinfeksjon gir ofte motstridende resultater, og informasjonen er ofte mangelfull med hensyn til vannets kvalitet og forbehandling, samt utførelsen av UV-desinfeksjonen og toksisitetstestene**

- ***På tross av ovenstående observasjoner, antas det - med de lave doseringsnivåer som normalt anvendes ved UV-desinfeksjon av drikkevann - at dannelsen av toksiske substanser er lav eller neglisjerbar***
- ***Denne situasjonen kan forandres dersom man i fremtiden vil øke kravet til UV-dose, eksempelvis fordi UV-desinfeksjonen designes med sikte på økt inaktivering også av mer UV-resistente mikroorganismer, for eksempel Adenovirus***

6. UV-desinfeksjon og øvrig vannbehandling

- *Hva mener vi med vannbehandling som hygienisk barriere?*
- *I hvilken grad er hygieniske barrierer uavhengige?*
- *Hvordan påvirkes UV-desinfeksjonen av forutgående vannbehandling?*
- *Kan vi kombinere UV med andre desinfeksjonsmidler?*

6.1. Hygieniske barrierer i vannbehandlingen

Vannbehandlingsprosesser som koagulering/filtrering, nanofiltrering, etc. vil være effektive hygieniske barrierer dersom dimensjoneringen er korrekt og driften av anleggene er optimal. Disse behandlingsmetodene inngår da også ofte som én av de påkrevde to hygieniske barrierer i et vannforsyningssystem. I tillegg er det vanlig at vannet desinfiseres, og da fortrinnsvis enten som siste vannbehandlingsprosess eller før en avsluttende pH-justering.

Mens man tidligere i mange tilfeller anså store vannkilder med dypvannsinntak som en hygienisk barriere, ser man nå en trend til at mange vannkilder vurderes som usikre i deler av året, og at vannverkene i stadig større grad velger å bygge inn to hygieniske barrierer i vannbehandlingsanlegget. Ved bruk av to behandlingsbarrierer vektlegges at disse så langt som mulig bør ha ulik virkemåte. En effektiv partikkelseparasjon som koagulering/filtrering eller nanofiltrering etterfulgt av et desinfeksjonstrinn er eksempler på hvordan behandlings- og desinfeksjonsbarrierer med ulik virkemåte er implementert i norske vannverk.

6.2. Uavhengighet i barrierene?

Ved svært mange vannverk er det behov for å fjerne naturlig organisk materiale (NOM) fra vannet. De vanligste behandlingsprosessene er koagulering/partikkelseparasjon og nanofiltrering. Disse behandlingsprosessene vil redusere vannets farge og turbiditet, og på denne måten øke vannets UV-transmisjon. I tillegg kan som før nevnt disse behandlingsprosessene utgjøre selvstendige og effektive hygieniske barrierer.

Normalt drives slike vannbehandlingsprosesser for å maksimere renseseffekten overfor partikler/turbiditet og NOM, og bidrar derved også til å maksimere UV-transmisjonen i vannet. Man vil også kunne få en forandring i sammensetningen av for eksempel NOM.

Dersom det imidlertid skulle oppstå svikt i koaguleringen eller i membranen, vil man få et økende innhold av partikler, NOM, rest-koagulant, med mer i vannet. Dette innebærer også at UV-transmisjonen vil reduseres betydelig. Følgelig vil det ikke være uavhengighet mellom slike behandlingsbarrierer og en desinfeksjonsbarriere som UV. I verste fall kan bortfall av anleggets første hygieniske barriere, som også er fargejernstrinnet, medføre at også anleggets andre barriere svikter.

For å oppnå god effekt av etterfølgende UV-desinfeksjonstrinn er det derfor svært viktig med optimal drift av forutgående vannbehandlingsprosesser som fjerner farge og som eventuelt også utgjør en selvstendig hygienisk barriere.

6.3. Vannbehandling, UV-absorpsjon og beleggdannelse

Både ozon og jern vil absorbere UV-lys og derved redusere UV-transmisjonen. I tillegg vil jern kunne felle ut og danne belegg på UV-rør og UV-sensorer. Følgelig bør så vel rest-ozon- og restjernkonsentrasjonen fra henholdsvis ozonerings-/biofiltreringsanlegg og Fe-koaguleringsanlegg være lavt når vannet skal UV-desinfiseres.

En optimalisert drift av vannbehandlingsanleggene er derved ikke bare viktig for å oppnå god vannkvalitet og effektiv fjerning av patogener, men også for å sikre god inaktivering av patogener og en effektiv barriere i etterfølgende UV-desinfeksjonstrinn. Videre vil effektive rengjøringssystemer bidra til å forebygge uheldig effekter av belegg.

Følgende stoffer/ioner synes ikke å ha signifikant UV-absorberende evne (selv om de kan bidra til utfelling/beleggdannelse): ammoniakk, ammonium, kalsium, hydroksid, fosfat og sulfat (USEPA 2006).

I tillegg til ulempene med partikler og UV-absorberende stoffer, er det viktig at vannkvaliteten ikke gir grunnlag for utfelling av belegg på kvartsglasset i UV-reaktoren, noe som vil redusere UV-intensiteten og derved den UV-dosen som vannet og mikroorganismene utsettes for. Eksempelvis vil et høyt innhold av jern, kalk, etc. kunne gi slike problemer, spesielt dersom man anvender mellomtrykks- eller høytrykkslamper der temperaturen på overflaten av kvartsrørene er høyere enn ved bruk av lavtrykkslamper, og der temperaturøkningen i UV-reaktoren kan bli signifikant.

6.4. Kombinasjoner av ulike desinfeksjonsmidler?

Dersom UV anvendes sammen med andre desinfeksjonsmidler, vil synergiske effekter kunne oppstå. Oksidasjonsmidler som klor og ozon vil kunne bidra til å øke UV-transmisjonen. Ozon er imidlertid en sterk absorbent for UV-lys, slik at innholdet av rest-ozon bør være lavt i UV-aggregatet.

Anbefalinger om et UV-dosenivå såpass høyt som 40 mJ/cm^2 er i stor grad satt ut fra hensynet til inaktivering av virus, selv om visse typer virus (*Adenovirus*) som før nevnt krever enda høyere UV-doser. En kombinasjon av UV med andre desinfeksjonsmidler som er effektive overfor virus, for eksempel klor, vil ut fra dette kunne være en gunstig løsning. Dette vil også kunne omfatte UV-anlegg med klor som back-up. Slike kombinasjonsløsninger bør også kunne vurderes i forhold til de anbefalinger som er gitt med hensyn til UV-dose og dimensjonering av UV-anlegg etter råvannskvalitet, jfr. kap. 1.4 og 8.6.

Klorering med etterfølgende UV. Dersom man anvender UV-desinfeksjon på et vann som inneholder restklor, vil UV-behandlingen kunne fjerne så vel fritt som bundet restklor. Mengden klor som kan fjernes på denne måten synes å være proporsjonal med den leverte UV-dosen, men synes også å være avhengig av type klorforbindelse, UV-lyskilde og vannkvalitet for øvrig. Figur 6.1 viser et eksempel på hvordan fritt restklor ble fjernet under UV-behandling i ulike doser fra 40 til 180 mJ/cm^2 . Som vist i figuren, synes vannføringen ikke å ha særlig betydning for mengden fritt restklor som kunne fjernes på denne måten.

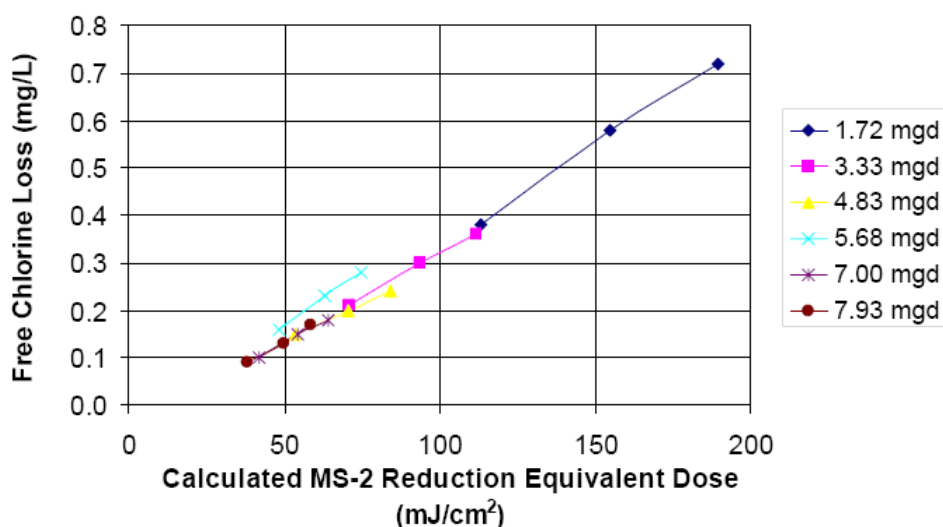
Det er interessant å legge merke til at man ved en UV-dose på 40 mJ/cm^2 kan fjerne om lag $0,1 \text{ mg/L}$ fritt restklor. En kombinasjon av klorering og UV-desinfeksjon etter nødvendig klorkontaktid kan derfor være en mulig kombinasjonsprosess i tilfeller der man ønsker å fremstå med et klorfritt nett, eller ønsker å begrense klorkonsentrasjonen og mulige negative effekter av restklor på nettet.

Slik UV-bestråling av klorert vann kan imidlertid medføre dannelse av kloreringsbiprodukter, og en vesentlig del av den klormengden som fjernes ved UV-bestrålingen vil ventelig bidra til å danne kloreringsbiprodukter. Dette er et derfor et forhold som bør undersøkes i hvert enkelt tilfelle.

UV med etterfølgende klorering/kloramining. Dette er en prosesskombinasjon som nå implementeres på flere norske vannverk. Dersom man først har UV-desinfeksjon etterfulgt av et kloreringstrinn, er det nærliggende å vurdere om man i tillegg bør tilsette

ammonium/ammoniakk. En rekke internasjonale publikasjoner viser at kloramin har en bedre effekt enn fritt klor for kontroll av mikroorganismer i biofilmer i ledningsnett (Momba et al., 1999, Pryor et al, 2004, Flannery et al., 2006).

UV-desinfeksjon alene synes som før nevnt ikke å gi noen signifikant økning i vannets innhold av biologisk nedbrytbart organisk materiale målt som BDOC eller AOC. Klorering vil normalt gi en slik økning, og ved en overgang til UV-desinfeksjon fra lavklorering (dvs. uten restklor på nettet), skulle man derfor forvente redusert mikrobiologisk vekst på nettet. Erfaringer fra Sverige indikerer imidlertid at veksten på nettet ikke nødvendigvis blir redusert når en går fra lavklorering til UV som hoveddesinfeksjon (Eriksson and Nordwall, 2000).



Figur 6.1. Effekt av UV-dose på tap av fritt restklor (Brodkorb and Richards 2004)

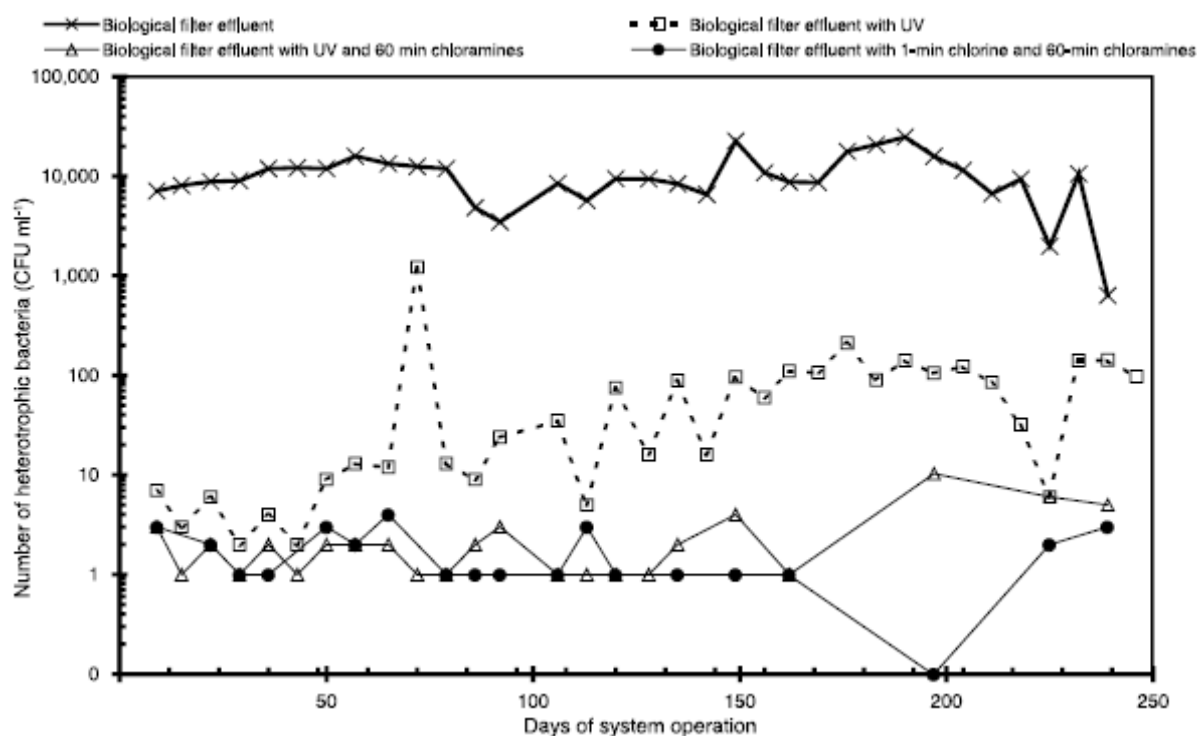
For å simulere mulig gjenvekst i distribusjonsnett er det utført laboratorieforsøk for å undersøke hvordan UV-behandling påvirker det relativt stabile innholdet av heterotrofe bakterier (10^4 - 10^5 CFU/mL) i utløpsvann fra et biofilter. Etter UV-behandling med doser på 20 og 60 mJ/cm² hadde man fortsatt CFU-nivåer på om lag 10^5 pr. mL etter 3 døgns inkubering i mørke. Med UV-doser på 140 mJ/cm² fant man imidlertid minimal vekst etter 3 døgns ($< 10^2$ CFU/mL), mens man etter 7 døgns inkubering var oppe på det samme nivå (10^5 pr. mL) som man fikk med de lavere UV-doser. Men den laveste UV-dosen (20 mJ/cm²) og en etterfølgende kloraminering (2.5 mg/L restkloramin) greide man imidlertid å holde veksten under kontroll ($< 10^1$ CFU/mL).

Tilsvarende forsøk for å studere desimering og mulig gjenvekst av heterotrofe mikroorganismer (dvs. kolonidannende enheter, CFU) ble også utført i en fullskala UV-reaktor (Mofidi and Linden, 2004). Resultatene, som fremgår av figur 6.2, viser at man med en UV-dose på 57 mJ/cm² fikk en betydelig reduksjon til et nivå < 10 CFU/mL i de første ca. 2 driftsmåneder av forsøket. Da ble det registrert en peak-konsentrasjon på 1220 CFU/mL, som så ble etterfulgt av en jevnt stigende konsentrasjon til et nivå i overkant av 200 CFU/mL etter 177 driftsdøgn. Denne økningen i CFU med tiden kan skyldes bakteriekolonisering nedstrøms UV-reaktoren, siden man her ikke har noe restinnhold av desinfeksjonsmiddel. Etablering/trigging av fotosyntetiske bakteriekulturer som følge av UV-bestrålingen (polykromatiske mellomtrykkslamper som også emitterer synlig lys) kan også være en mulig forklaring. Forsøkene viste imidlertid også at man kunne kontrollere innholdet av heterotrofe mikroorganismer på et lavt nivå ved å kombinere UV-desinfeksjon og kloraminering.

En konklusjon på forsøkene nevnt over er at desinfeksjon med UV alene etter biofiltrering ikke nødvendigvis er tilstrekkelig til å kontrollere konsentrasjon og gjenvekst av heterotrofe bakterier på nettet. Slike vekstproblemer skyldes normalt høyt restinnhold av biodegraderbart/assimilerbart organisk materiale som kan oppstå følge av ikke-optimale driftsforhold (ozondose, pH), og/eller dårlig fungerende/feil dimensjonert biofiltre. En lite effektiv og dårlig fungerende UV-desinfeksjon kan også bidra til vekstproblemene, men disse kan også være et resultat av stor robusthet og tilpasningsdyktighet i naturlig forekommende bakteriesamfunn. Dette bekreftes av rapporter om tilsvarende vekst-tendenser også etter vannbehandling med nanofiltrering (Hem og Thorsen, 2008).

En UV-desinfeksjon med en etterfølgende klorering eller kloraminering kan derfor være en aktuell opsjon dersom man ønsker å holde bakterietallet nede. Det er viktig å være klar over at slik bruk av UV, dvs. UV etterfulgt av klorering eller kloraminering, vil være normalsituasjonen i mange land, eksempelvis USA, Australia og England. Bruk av UV og rapporterte erfaringer med UV-desinfeksjon fra disse landene må derfor vurderes i lys av dette.

Forsøksomtalen og resultatene som er presentert i dette kapitlet er tatt med fordi man her beskriver resultater fra UV-desinfeksjon etter ozonering-biofiltrering, en metode som er relativt ny i Norge og som derfor fortsatt lider av mangel på driftserfaringer, og fordi det er rapportert om høye kimtallsverdier på nettet der denne metoden er anvendt.



Figur 6.2. Innhold av heterotrofe bakterier i biofiltrert vann (øverst), biofiltrert og UV-behandlet vann (57 mJ/cm²), biofiltrert og UV-behandlet vann med kloraminering (60 min); og biofiltrert og UV-behandlet vann med klorering (1 min) og kloraminering (60 min) (Mofidi and Linden, 2004).

Ozonering med etterfølgende UV. En etablering av to hygieniske barrierer med ozonering og UV-bestråling er aktuelt, i hvert fall der en har fargefjerning med ozonering etterfulgt av biofiltrering. Fordi en etter et biofiltreringstrinn vil kunne få høye bakterietall/kimtall i vannet synes det mest nærliggende å plassere UV-aggregatene nedstrøms biofilteret, noe som selvsagt også innebærer at UV-desinfeksjonen er

nedstrøms ozoneringstrinnet. Det er viktig å være oppmerksom på at rest-ozon ikke må følge vannet inn i UV-kammeret, siden ozon vil absorbere UV-lys og derved redusere UV-dosen. I tillegg er det som før nevnt viktig at biofiltertrinnet er riktig dimensjonert for å unngå at vannets begroingspotensial stiger, med biofilmdannelse og vekstproblemer på nettet som konsekvens.

To UV-trinn i serie. Veilederen til drikkevannsforskriften åpner for at to etterfølgende desinfeksjonstrinn av samme type (for eksempel UV) kan aksepteres som vannverkets to hygieniske barrierer (Mattilsynet, 2005). En slik løsning har imidlertid den svakheten at en vannkvalitetsendring som vil svekke det første UV-trinnet, enten på grunn av redusert transmisjon eller økt beleggdannelse på kvartsglassene, nødvendigvis også vil gi negative effekter på det neste UV-trinnet. To etterfølgende UV-trinn kan derved vanskelig anses som to uavhengige barrierer.

Oppsummerende stikkord:

- ♣ ***For å oppfylle Drikkevannsforskriftens krav om tilstedeværelse av minst to hygieniske barrierer i vannforsyningssystemet anvender stadig flere vannverk vannbehandling (koagulering, membranfiltrering, m.v.) og desinfeksjon som barrierer***
- ♣ ***En vannbehandling som fjerner farge og turbiditet reduserer også UV-absorpsjonen, og øker dermed UV-anleggets effektivitet***
- ♣ ***De forskjellige barrierene bør de ha ulike virkemåter for å skape størst mulig grad av uavhengighet mellom dem. Svikt i en (første) barriere som også reduserer UV-absorpsjonen i vannet vil påvirke et etterfølgende UV-desinfeksjonstrinn, så disse barrierene er ikke uavhengige.***
- ♣ ***Optimal drift av forutgående vannbehandlingstrinn er viktig, også for å kontrollere beleggdannelse***
- ♣ ***Kombinasjoner av ulike desinfeksjonsmetoder kan gi økt hygienisk sikkerhet***

7. Godkjenning og biodosimetrisk testing

- **Hvilke godkjenningsordninger gjelder for norske UV-anlegg, hva innebærer Folkehelseinstituttets typegodkjenningsordning og hvilke dokumentasjonskrav gjelder for denne?**
- **Hva er biodosimetri og hvordan skjer en biodosimetrisk testing/validering?**
- **Hva er det som skiller valideringsstandardene fra ÖNORM, DVGW og USEPA?**
- **Hvordan kan et godkjenningssertifikat danne grunnlag for styring/kontroll av UV-anlegg?**
- **Når utløses behov/krav om revalidering?**

7.1. Norske godkjenningsordninger

I Norge er vannverk som forsyner mer enn 20 husstander eller 50 personer godkjenningspliktige i henhold til Drikkevannsforskriften. Denne godkjenningen, som er en del av Mattilsynets godkjenning av det enkelte vannverk, vil også omfatte UV-anlegg med vurdering av dimensjonering, teknisk utforming og plassering med basis i vannkvalitet og øvrig vannbehandling.

Vannforsyningens ABC (FHI 2006) og Veilederen til Drikkevannsforskriften (jf. kap. 1.4) inneholder også anbefalinger og råd med hensyn til dimensjonering og drift av UV-anlegg, herunder også UV-dose.

Videre finnes det en egen typegodkjenningsordning for UV-anlegg for drikkevann som er igangsatt og administreres av FHI. Denne ordningen er ikke lov hjemlet, men siden leverandører og bestillere av UV-anlegg refererer til FHIs typegodkjenning og godkjenningssertifikater, har vi likevel valgt å bruke begreper som "godkjent", "krav om biodosimetrisk testede/validerte UV-reaktorer", "krav til UV-dose", osv.

Jfr. for øvrig denne rapportens forord.

UV-anlegg omfattes i denne settingen derved av to godkjenningsordninger, som nærmere beskrevet i Vannforsyningens ABC (FHI 2006):

1. Typegodkjenning og biodosimetrisk testing av UV-anlegg: Typegodkjenningen omfatter den tekniske oppbyggingen/utformingen av UV-anlegget, og det er leverandøren/produsenten som søker FHI om typegodkjenning. Godkjenningen baseres på en biodosimetrisk testrapport for hver reaktortype, og omfatter den tekniske oppbyggingen og utformingen av UV-aggregatet. Det angis spesifikt via kurver og tabeller hvilken kapasitet et bestemt UV-aggregat har i forhold til en bestemt vannkvalitet. I tillegg stilles krav til driftsrutiner, tekniske komponenter, overvåkningsutstyr og nødvendige reservedeler.
2. Godkjenning av vannbehandlingsanlegg: Denne godkjenningen er en del av Mattilsynets godkjenning av det enkelte vannverk. Her vurderes dimensjonering, teknisk utforming og plassering av UV-anlegget med basis i vannkvalitet og øvrig vannbehandling.

På Folkehelseinstituttets hjemmesider finnes lister over UV-anlegg som er godkjent i henhold til FHIs typegodkjenningsordning (<http://www.fhi.no>). Listene oppdateres med jevne mellomrom, og er p.t. à jour pr. september 2008:

Liste A: Typegodkjente UV-anlegg, kapasitetsberegnet på grunnlag av teoretisk modell. Denne listen omfatter anlegg som gir en teoretisk beregnet UV-dose på minst 30 mJ/cm² (mWs/cm²), beregnet ut fra modeller for intensitet og oppholdstid i bestrålingskammeret. UV-anlegg som er godkjent med en beregnet dose på 30

mJ/cm² vil normalt ha tilstrekkelig virkningsgrad ovenfor de fleste typer sykdomsfremkallende (patogene) mikroorganismer med unntak av bakteriesporer og enkelte virus (bl.a. *Adenovirus*). Foreliggende rapport kapittel 12 omhandler spesifikke forhold ved UV-anlegg som er godkjent etter gammel ordning.

Liste B: Typegodkjente, biodosimetrisk testede UV-anlegg.

Denne listen omfatter biodosimetrisk testede anlegg som gir en UV-dose på minst 40 mJ/cm². og er basert på konkrete målinger av inaktiveringseffekt overfor sporer av *Bacillus subtilis* etter østerriksk eller tysk standard, eller etter amerikansk standard testet med MS2 bakteriofag. For nye UV-anlegg i Norge anbefales nå kun bruk av biodosimetrisk testede UV-aggregater som gir en UV-dose på minst 40 mJ/cm². For øvrig er Norge et av de få land som godkjenner UV-anlegg som er validert etter alle de 3 ovenfor nevnte standarder (ÖNORM, DVGW og USEPA).

7.2. Dokumentasjonskrav ved typegodkjenning

Nasjonalt folkehelseinstitutt (FHI) baserer sin typegodkjenning på følgende krav til UV-dose (www.fhi.no; 2007):

- Dersom et UV-aggregat skal kunne fungere som en barriere mot bakterier, bakteriesporer, protozoer og de fleste virus, må det dokumenteres at det desinfiserte vannet til enhver tid har blitt tilført en UV-dose (Reduksjonsekvivalent fluence) på minimum 40 mJ/cm², ved en bølgelengde på 253,7 nm, basert på biodosimeter-test. Disse betingelsene skal sikre en 6-log reduksjon av de fleste helserelaterte bakterier som kan overføres via vann, en 4-log reduksjon av de fleste helserelaterte virus som kan smitte via vann, samt en 2-log reduksjon av de fleste vannrelaterte bakteriesporer og parasitter, 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 (UV-intensiteten) ikke blir lavere enn den minimumsverdien som ble bestemt ved biodosimetertesten.
 - o Dokumenter som må sendes inn for søknad om typegodkjenning i henhold til biodosimetrisk målt UV-dose: Testrapporter og sertifikater fra biodosimetriske tester som er utført i henhold til østerriksk ÖNORM M 5873-1 (LP) eller 5873-2 (MP), den tyske Teknisk Standard DVGW W294, USEPAs Ultraviolet disinfection guidance manual (under forutsetning av at testene er utført etter samme kriterier som tilsvarende østerrikske (ÖNORM) og tyske (DVGW) testprosedyrer, eller tilsvarende biodosimetriske tester, utført av velrenommerte laboratorier med erfaring fra å utføre slike tester. Det må benyttes en testorganisme som har en resistens mot UV-bestråling som gjør det mulig å produsere kapasitetstabeller som kan relateres til en UV-dose på 40 mWS/cm² (40 mJ/cm²).
- Dersom UV-aggregatet skal kunne fungere som en hygienisk barriere mot bakterier (ikke sporeformende), de fleste virus og protozoer, må det godtgjøres at man i strålingskammeret oppnår et strømningsmønster som medfører at vannet passerer nær UV-lampene i deler av kammeret, slik at kapasitetsberegning basert på gjennomsnittsintensitet kan benyttes. Det desinfiserte vannet må til enhver tid ha blitt tilført en UV-dose på minimum 30 mWS/cm² (30 mJ/cm²) ved en bølgelengde i området rundt 254 nm, beregnet ut fra en volumveid gjennomsnittsintensitet i kammeret og vannets gjennomsnittlige oppholdstid i aktiv del av kammeret.

Videre krever FHI at følgende dokumentasjon fremlegges i tabellarisk form ved søknad om typegodkjenning av aktuelle UV-aggregattyper/modeller:

- 1) Beskrivelse av UV-lampe, -type og fabrikat. Her må også angis opplysninger om utstrålt effekt (W) ved 254 nm for LP-lamper og 240-290 nm for MP-lamper, for så vel nye lamper som for lamper ved endt levetid. Videre må angis total lampelengde (lengden av lampeglasset uten holdere), effektiv lampelengde (mellom senter av inn- og utløpsrør i aggregatet), diameter på UV-rør og kvartsglass, lampelevetidskurve (intensitet mot brenntid i timer), levetid før lampebytte, UV-transmisjon for kvartsglass, og beskrivelse av UV-sensor (type, spesifikasjoner)
- 2) Spesifikasjoner for alle materialer i kontakt med vann
- 3) Tegninger som viser UV-lampenes nøyaktige plassering i bestrålingskammeret, plassering av UV-sensor, samt inn- og utløp for kammeret. Tegningene må angi alle indre og ytre mål på bestrålingskammer, diameter på inn- og utløp og avstand mellom disse. Videre må UV-sensoren beskrives og type og fabrikat må angis sammen med et diagram som viser sensorens sensitivitet ved ulike bølgelengder.
- 4) Beskrivelser som viser hvordan beregning av UV-intensitet og dimensjonerende kapasitet av anlegget er foretatt, samt beregninger som viser UV-intensitet i ulike deler av bestrålingskammeret. Videre en tabell som angir anleggets kapasitet ved ulike vannkvaliteter (UV-transmisjonsverdier målt med 5 cm kyvette). Maksimal hydraulisk kapasitet for det enkelte anlegg må også oppgis (oppgitt av produsent).
- 5) Tegning og beskrivelse av styrings- og kontrollsystemet/innretningen
- 6) Instruks for drift og vedlikehold av anlegget
- 7) Dokumentasjon vedrørende praktiske forsøk som er utført med anlegget (for eksempel inaktiveringstester med ulike mikroorganismer, valideringsrapporter)

Som vedlegg til denne rapporten finnes to eksempler på godkjenningssertifikater utgitt av Nasjonalt folkehelseinstitutt (FHI) for UV-anlegg med doser på henholdsvis 30 og 40 mJ/cm².

Siden det kreves biodosimetrisk testing/validering av alle nye UV-reaktorer, skal bakgrunnen og prinsippene for biodosimetrisk testing kort gjennomgås. Siden Norge (FHI) er et av de få land (3-4) som gir godkjenning av UV-anlegg som er validert etter både den tyske, østerrikske og amerikanske normen, skal det også pekes på noen forskjeller mellom de overnevnte standarder – forskjeller det kan være nyttig å være klar over ved sammenligning av UV-aggregater som er validert etter ulike standarder og for å motvirke at valg av valideringsstandard i seg selv kan være et virkemiddel for å påvirke konkurransesituasjonen mellom ulike typer av UV-anlegg.

7.3. Biodosimetri

Bakgrunn og behov. Selv om UV-dosen i prinsippet enkelt kan beregnes som produktet av UV-lysintensitet og oppholdstid i batch-systemer, blir dette uhyre kompliserte beregninger når man har å gjøre med UV-reaktorer med kontinuerlig gjennomstrømning der så vel lysintensitet som oppholdstid vil variere med tid og sted i reaktoren.

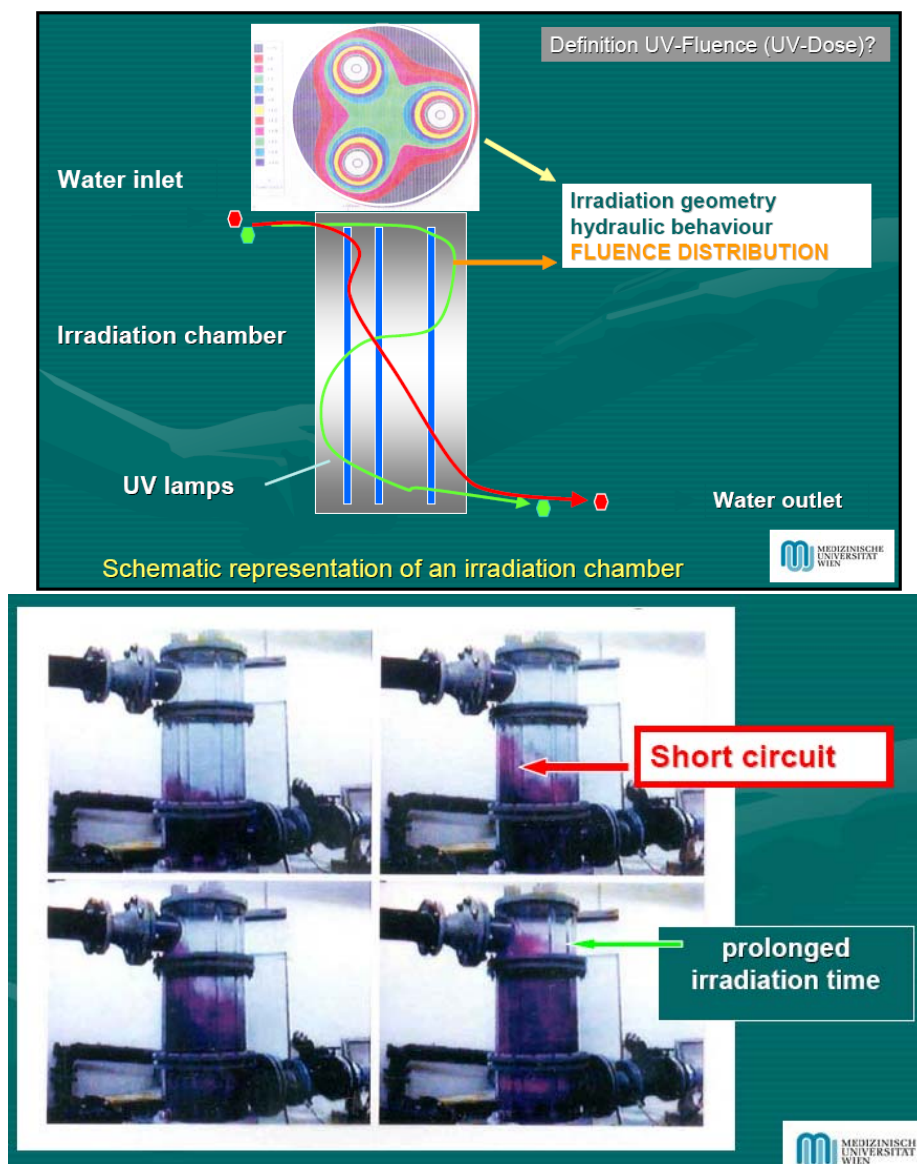
Lysintensiteten er høyest nær UV-lampen, og de hydrauliske forhold gjør at mikroorganismer kan følge ulike baner og derved få ulik oppholdstid og eksponeringstid for UV-lyset i reaktoren. En slik oppholdstids- og lysintensitetsfordeling vil resultere i at også UV-dosen vil variere i betydelig grad, og at man derved også vil få en dosefordeling.

Figur 7.1 viser illustrerende eksempler på hvordan lysintensiteten og oppholdstiden – og derved også UV-dosen – kan variere i en UV-reaktor. Lysintensiteten avtar med avstanden fra lampene, og kortslutningsstrømmer gjør at mikroorganismene kan ta ulike baner og "short-cuts" gjennom UV-reaktoren. Kortslutningsstrømmer er illustrert ved tracerforsøk (fargestoff).

UV-dosen kan beregnes matematisk, og slike beregninger baseres normalt på: 1) CFD-modeller (Computational Fluid Dynamics) for beregning av strømningsforhold og

oppholdstidsfordeling i reaktoren, og 2) Modeller for lysintensitetsfordeling for stipulering av UV-intensitet i alle punkter i reaktoren. Tilført UV-dose kan derved beregnes for "hver" mikroorganisme ved å integrere UV-intensiteten over tid på mikroorganismens vei eller bane ("trajectory") gjennom reaktoren.

UV-reaktorer er imidlertid så komplekse hydrauliske og fotokjemiske systemer at mange hevder at det ennå ikke er mulig å beregne UV-dosen med tilfredsstillende nøyaktighet, selv med de mest avanserte matematiske modeller (Sommer 2008).



Figur 7.1. Illustrerende eksempel på hvordan UV-intensiteten avhenger av avstanden fra UV-lampene (øverst) og hvordan kortslutningsstrømmer (illustrert via farget tracer) påvirker oppholdstidsfordelingen i en UV-reaktor (Sommer 2008)

I tillegg til vanskelighetene med å beregne/modellere UV-dosen, var det i sin tid flere forhold som lå bak innføringen av kravet om biodosimetrisk validering av UV-reaktorer (Sommer 2008):

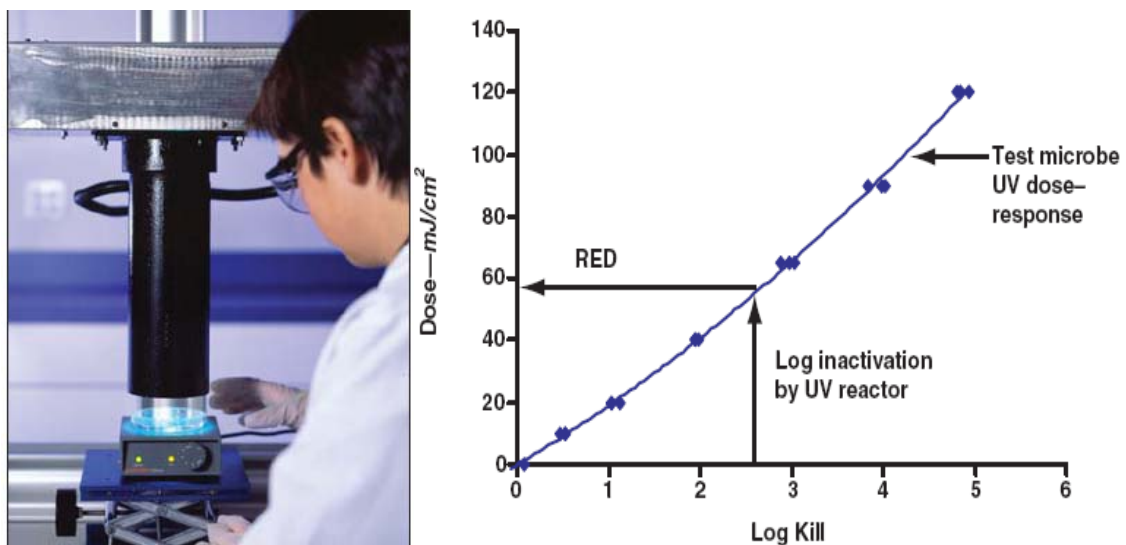
1. Objektive kriterier for vurdering av desinfeksjonseffektivitet var en generell mangelvare

2. Det fantes få eller ingen objektive kriterier som vannverkene kunne bruke for å sammenligne ulike UV-reaktorer på markedet og velge blant disse
3. Mulighetene var svært begrensede for en uavhengig tilstandsvurdering og driftskontroll av anlegg som var i drift. Dette omfattet også myndighetenes kontrollfunksjon

Biometrisk testing/validering. På bakgrunn av overnevnte vanskeligheter og begrensninger har man valgt en indirekte form for dosebestemmelse der man anvender en utvalgt mikroorganisme som testorganisme og måleinstrument (biodosimeter) for å bestemme tilført UV-dose.

Ved biodosimetri sammenholdes den log-inaktivering som oppnås gjennom den aktuelle UV-reaktoren med en dose-respons kurve ("standardkurve") som er bestemt for den samme testorganismen under kontrollerte laboratorieforhold ("collimated beam test"). Ved å gå inn på standardkurven med den log-reduksjonen man oppnår i testreaktoren kan man så avlese den ekvivalente dosen UV-reaktoren har gitt ("Reduction Equivalent 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. Prosedyren er illustrert i figur 7.2, der kurven viser at den testede UV-reaktoren har oppnådd en log-reduksjon av testorganismen på nær 2.5, og en tilhørende, avlest RED på nær 60 mJ/cm².



Figur 7.2. Biodosimetrisk testing: Trinn 1) bestemmelse av en dose-responskurve for testorganismen (collimated beam test), og trinn 2) Bestemmelse av oppnådd reduksjonsekivalent UV-dose (RED) basert på målt log-reduksjon i test-reaktoren (Wright et al. 2006)

Hovedhensikten med en biodosimetrisk validering er således å sikre at den aktuelle UV-reaktoren har kapasitet til å gi den påkrevde dose og grad av inaktivering under de driftsbetingelser som er aktuelle og som vannverket/leverandøren har spesifisert. Følgelig skal test-rapporten fra forsøkene angi valideringsområdet for den testede UV-reaktoren, og de godkjente verdier for vannføring, UV-intensitet/UV-transmisjon man må befinne seg innenfor for at dette dosekravet skal være oppfylt med den aktuelle UV-reaktoren. Testen skal dekke følgende forhold med aktuelle variasjonsområder:

- Aktuelle driftsforhold
- UV intensitet (målt med UV-intensitetssensor)
- Vannmengde
- Lampestatus (antall lamper i drift)
- Variasjon i faktorer som påvirker levert/overført UV-dose
- Alder på UV-lampe
- Belegg på kvartsglass
- Vannets UV-transmisjon
- UV-reaktorens innløps- og utløpsarrangement
- Fordeling av UV-dose forårsaket av hastighets- og intensitetsgradienter i reaktoren
- Feil på lamper eller andre kritiske komponenter
- Måleusikkerhet på on-line sensorer
- Ulik dose-respons av dyrkede testorganismer kontra reelle miljømikroorganismer

I praksis designes valideringstesten slik at den omfatter de verst tenkelige (dimensjonerende) forhold med hensyn til vannføring gjennom reaktoren, vannets UV-transmisjon, lampens ytelse/intensitet ved endt levetid, etc. i henhold til leverandørens ønsker og spesifikasjoner. Selve forsøkene utføres med ulik vannføring gjennom UV-reaktoren, og med to runder der man varierer lampeeffekten og UV-transmisjonen i vannet slik at man kan vurdere effekten av så vel UV-lampens reduserte ytelse over dens levetid og effekten av ulik vannkvalitet (UV-transmisjon):

1. Lav UV-transmisjon (ved tilsats av kaffe eller annet UV-absorberende stoff) og maksimal lampeeffekt (100 %)
2. Høy UV-transmisjon og redusert lampeeffekt (70 %)

En alders- og beleggfaktor (AF) på 0.7 er vanlig ved validering etter ÖNORM og DVGW-standarden, mens man etter USEPA-standarden står noe friere. Her kan leverandøren selv foreslå AF-faktorer i området 0.6-0.9. Slike forhold håndteres i første rekke av produsent/leverandør og validerings-/godkjenningssinstans.

Valideringsrapporter/sertifikater. Rapporten fra den biodosimetriske valideringen inneholder normalt en beskrivelse av testobjektet (UV-reaktoren), forholdene testen er utført under, resultatene fra valideringsforsøkene, m.m. Resultatene definerer – via tabeller, kurver og diagrammer, det validerte (godkjente) driftsområdet med hensyn til vannføring, UV-intensitet og UV-transmisjon for den testede UV-reaktoren. Eksempler er vist i vedlegg. Enkelte rapporter - men ikke alle - inneholder også en empirisk ligning for beregning av UV-dose som funksjon av vannføring, UV-intensitet og UV-transmisjon.

Ligningen for doseberegning er i dag normalt kjent for leverandører og FHI, men i mindre grad for vannverkseiere og drivere. Dette kan gi opphav til egne lokale løsninger og feilberegninger. Doseligningen fra valideringstesten må derfor i fremtiden - som en generell og ufravikelig regel - også gjøres kjent for vannverkene.

Vi foreslår derfor at doseligningen alltid skal oppgis som en del av valideringsrapporten, og at den gjøres kjent for vannverkene via FHIs godkjenningssertifikat.

Biodosimetrisk testede anlegg skal være utstyrt med standardisert utformede og sertifiserte UV-sensorer.

UV-sensorene skal være utskiftbare, slik at det er mulig å kontrollere UV-intensiteten ved å bytte ut anleggets sensor med en kalibrert referansesensor. Som en sikkerhet mot "manipulasjon" bør signalet fra referansesensoren ikke behandles via PLS-en eller

tilsvarende på anlegget. Referansesensoren bør derimot være koplet direkte til et tilhørende referanseinstrument (radiometer) med direkte angivelse av UV-intensitet.

Mens kontroll og eventuell kalibrering av UV-sensorer for lavtrykksslamper synes å være relativt kurant, er det større utfordringer knyttet til kontroll og eventuell kalibrering av sensorer for mellomtrykksslamper med et mer bredspektret UV-lys (Larason and Ohno, 2006).

UV-sensorer som benyttes i et bestemt UV-aggregat har en gitt målefeltvinkel. Denne er angitt i enkelte av FHIs godkjenningssertifikater, men ikke i alle. Siden målefeltvinkelen påvirker måleresultatene, er det viktig at denne ikke fravikes. Måleresultatene fra UV-sensorer med målefeltvinkler på 160° respektive 40° vil eksempelvis kunne bli svært forskjellige. Det er derfor viktig at målefeltvinkelen oppgis i alle godkjenningssertifikater.

Spesifikke krav til UV-dose for inaktivering av ulike mikroorganismer tar normalt høyde for mulig lys- og mørkereparasjon og usikkerhet i dose-respons sammenhenger, herunder også det faktum at dyrkede testorganismer vil kunne ha et annet dose-responsforløp enn mer robuste miljøorganismer (Heijnen 2006).

Figur 7.3 viser et eksempel på et sertifikat (ÖNORM), der de tillatte variasjonsområder for UV-transmisjon, vannføring og UV-intensitet er angitt i tabellarisk form. For UV-intensiteten er tillatt variasjonsområde (max og min) angitt for on-line (duty) sensorer, mens det for referansesensorer er angitt en minimumsavlesning. Slike minimumsverdier bør alltid oppgis i FHIs godkjenningssertifikat.

FHIs godkjenningssertifikater baseres på valideringsrapportene, og angir på tilsvarende måte godkjenningsområdet for den aktuelle UV-reaktor. I tillegg kan det være formulert supplerende krav og forutsetninger (jf. også figur 10.1).

 "Licence": Certificate for a UV disinfection plant				
Admissible, certified range of operation (ÖVGW certificate) Typtest according to ÖNORM M 5873-1 oder -2 UV-Plant Type "Extreme"				
minimum reading (W/m ²) Reference radiometer	lower limit (W/m ²) Plant radiometer	upper limit (W/m ²) Plant radiometer	maximum Flow Q_{max}	Minimum UV-Transmittance %T _{100 nm; 253,7 nm}
W/m ²	W/m ²	W/m ²	m ³ /h	%
13,0	9,7	16,0	7,0	50
13,5	10,0	16,6	8,0	55
14,0	10,4	17,3	9,0	60
14,5	10,8	17,9	10,0	65
15,0	11,2	18,6	11,0	

Figur 7.3. Eksempel på valideringssertifikat for et testet UV-aggregat (etter ÖNORM) med angivelse av tillatte verdier (driftsområde) for UV-intensitet, vannføring og UV-transmisjon (Sommer 2008).

Validering etter ulike standarder. Uansett hvilke standard en valideringstest gjennomføres etter, baseres den biodosimetriske testen av en UV-reaktor på konkrete målinger av oppnådd inaktiveringsgrad (log-reduksjon) av en valgt testorganisme, der en reduksjonsekvivalent dose (RED) avleses fra en "standardkurve" som viser log-reduksjon som funksjon av UV-dose.

Valideringsstandardene er imidlertid ulike på flere punkter:

- Østerriksk (ÖNORM) og tysk standard (DVGW) benytter sporer av *Bacillus subtilis* som testorganisme. Etter amerikansk standard (USEPA) kan man benytte flere testorganismer, men ofte benyttes MS2 bakteriofag
- Østerriksk (ÖNORM) og tysk (DVGW) standard er basert på et dosekrav på 40 mJ/cm². Dette dosenivået ble valgt etter grundige vurderinger og fordi dette vil gi en 4-log reduksjon (99.99 %) eller mer av de fleste kjente patogene mikroorganismer, selv etter fotoreaktivering (Sommer 2008). Etter amerikansk standard bestemmes kravet til UV-dose ut fra en nødvendig log-reduksjon, som igjen bestemmes av målt innhold av patogener i råvannet og av øvrig vannbehandling. Sammenhengen mellom UV-dose og log-reduksjon av ulike patogener er fastsatt og angitt som en tabell i lovverket, slik at UV-dosen som kreves etter USEPA-standarder ligger i området 12-186 mJ/cm². Det skal her bemerkes at man med virus mener *Adenovirus*, noe som forklarer de høyeste dosekravene i USA
- Østerriksk (ÖNORM) og tysk (DVGW) standard anvender kalibrerte UV-sensorer med standardiserte egenskaper i definerte posisjoner for å sikre en reduksjonsekvivalent dose (REF) på minst 40 mJ/cm² ved de testede vannføringer uavhengig av UV-absorpsjon eller lampebelegg. UV-absorpsjon eller UV-transmisjon er bare nødvendig som basis for bestemmelse av valideringstestbetingelser. USEPA tillater at UV-sensorenes plassering bestemmes av produsenten, og påviser at sensorenes plassering har stor betydning for dosebestemmelsen.
- UV-lampers alders- og beleggfaktor (age and fouling factor, AF) angir lampeeffekt ved utgangen av dens levetid (end-of-life, eol) i forhold til effekten når lampen var ny. DVGW anvender en AF-faktor på 0.7 (70 %), og ÖNORM en AF-faktor på 0.7 eller 0.8 (70 eller 80 %) under valideringstestene for å kompensere for redusert intensitet ved utgangen av lampens levetid (end-of-lifetime, eol). Dette for å sikre en RED på minst 400 J/m² (40 mJ/cm²) i hele lampens levetid. I følge USEPA kan UV-produsenten selv spesifisere en alders- og beleggfaktor innen et relativt vidt område (0.6-0.9), men lokale myndigheter kan sette egne krav/verdier for AF (f.eks. 0.7 som i Tyskland)
- ÖNORM og DVGW anvender en første test med 100 % lampeintensitet (nye lamper, rene kvartsglass og maksimal lampeeffekt) og vann med høy UV-absorpsjon (lav transmisjon). I test nr. 2 anvendes en nedjustert lampeintensitet (lampeeffekt 70 %) og lav UV-absorpsjon ($0.9 \pm 0.1 \text{ m}^{-1}$). USEPA anvender en tilsvarende test nr. 1 med 100 % lampeintensitet og vann med høy UV-absorpsjon. Test nr. 2 utføres med en lampeeffekt som er redusert til den lavest mulige effekten lampen kan justeres til, og en UV-absorpsjon som tilsvarer UV-intensiteten ved den reduserte lampeeffekten
- Validering etter DVGW er oppfylt dersom $RED > 400 \text{ J/m}^2$ (40 mJ/cm²) og for ÖNORM når $RED = 400 \text{ J/m}^2$ (40 mJ/cm²) under de gitte forhold i begge tester. Etter USEPA-prosedyren kan UV-produsentene velge å teste ulike områder for RED, eksempelvis 200-400-600 mJ/cm². Etter amerikansk standard (USEPA) fremkommer den validerte dosen (som er den som skal oppfylle dosekravet) ved å dividere RED med en såkalt valideringsfaktor (VF). Dette er en sikkerhets-/korreksjonsfaktor som skal ta høyde for feilkilder (bias) i testopplegget, usikkerheter i måleopplegget, m.v.. Østerriksk (ÖNORM) og tysk (DVGW) standard anvender også flere tilsvarende korreksjonsfaktorer, bl.a. en sikkerhetsfaktor ($\geq 15 \%$) for å kompensere for usikkerhet i UV-sensoren

- Østerriksk (ÖNORM) og tysk (DVGW) standard krever at MP-lamper "doper" bort bølgelengder under 240 nm, mens tilsvarende etter USEPA-standard er 200 nm
- Østerriksk (ÖNORM) og tysk (DVGW) standard baseres ofte på en dosekontroll basert på set-punkter for UV-intensitet og vannføring, mens USEPA-standard i større grad anvender en ligning for doseberegning

Direkte sammenligning av kapasiteter for UV-reaktorer som er validert etter ulike standarder kan være vanskelig/misvisende fordi ulike forutsetninger kan være lagt til grunn. Sammenligninger kan imidlertid foretas ved å bruke RED-verdiene for 100 % lampeeffekt og lav UV-transmisjon (typisk test nr. 1 i valideringen). Den samme alders- og beleggfactoren (AF) bør imidlertid legges til grunn for en slik sammenligning.

Siden Norge i prinsippet godtar validering etter alle tre standarder, vil kapasiteter som er oppgitt i FHIs godkjenningssertifikater ikke nødvendigvis være sammenlignbare. Valideringsrapporten og FHIs godkjenningssertifikater bør derfor etter vår oppfatning inneholde opplysninger om hvilken AF-faktor som er lagt til grunn i valideringen. I tillegg bør de ovenfor nevnte tall for RED og UV-transmisjon for valideringstest nr. 1 oppgis. Dette vil gi rådgivere og brukere bedre grunnlag for å vurdere og sammenligne ulike UV-aggregater også med hensyn til den innbakte "sikkerhetsfaktor". FHI opplyser i en kommentar til dette at de oppgir "end-of-life" faktoren (dvs. % reduksjon i lampeintensitet over lampens levetid) i sine godkjenningssertifikater, og at denne kan benyttes til sammenligning. RED- og UV-transmisjonsverdiene fra valideringstest nr. 1 foreligger imidlertid i et dokument som ikke er offentlig tilgjengelig, så disse opplysningene må vannverk/rådgiver kreve fremlagt av leverandør i anbudet/tilbudet (Lund 2008).

Validering av UV-reaktorer kan gjøres på spesielle teststasjoner med ulik størrelse og kapasitet. Slike teststasjoner finnes i Tyskland (DVGW, Hoyer 2002), Østerrike (ÖNORM, Sommer et al, 1997) og USA, i New York (Scheible et al, 2003) og i Portland, Oregon (Wright et al, 2003).

Den amerikanske USEPA-standard åpner også for en on-site (lokal) validering. Dette kan i utgangspunktet tenkes utført også i Norge, eksempelvis på eksisterende anlegg med flere parallelle UV-aggregater og bruk av *Bacillus subtilis*. Folkehelseinstituttet har imidlertid uttalt at man av praktiske og økonomiske årsaker anser lokal validering som lite realistisk/ønskelig (Lund 2007), noe som også må innebære at en eventuell revalidering som følge av systemendringer av betydning for doseleveranse og dosemåling bare kan skje på dedikerte valideringsstasjoner i USA, Østerrike eller Tyskland.'

7.4. Driftsoppfølging og dosekontroll

Etter at en validert UV-reaktor er installert og satt i drift på et vannverk, må den overvåkes nøye for å sikre at driften skjer innenfor det validerte/godkjente området. Slik driftskontroll og overvåking baseres normalt på kontroll av vannføring, UV-intensitet og UV-transmisjon. Det må defineres set-punkter og alarmnivåer for disse kritiske overvåkingsparameterne. Mer om dette i et senere kapittel.

7.5. Revalidering

Valideringen gjelder for den aktuelle UV-reaktoren med tilhørende utstyr slik det ble anvendt i valideringstesten. Følgelig vil i prinsippet valideringen/godkjenningen ikke lenger være gyldig dersom reaktoren forsynes med nytt utstyr, eksempelvis viskere, nye typer UV-sensorer, m.v., dvs. forhold som påvirker doseleveransen eller dosemålingen. Dette skal i utgangspunktet utløse krav om revalidering. Det samme er tilfellet dersom det foretas endringer i dosestyringsstrategien som ligger til grunn for valideringen, for eksempel ved overgang fra en set-punktstrategi for vannføring og UV-intensitet uten

bruk av UV-transmisjonsdata til en doseberegnings-strategi som også baseres på signalet fra en ny UV-transmisjonsmåler.

Som eksempler på endringer av komponenter og forhold som har **signifikant betydning for UV-reaktorens doseleveranse og/eller dosemåling** og som derved bør utløse krav om revalidering, nevner USEPA (2006) følgende:

- Lampeutstyr: Endringer i lysbuelengde, reflektorer, spacers, lampediameter, UV-transmisjon i lampematerialet, kvikksølv- og/eller argoninnhold i lampen
- Ballaster: Endringer i strøm-, og spenningsforhold, frekvenser, m.v.. For MP-lamper kan slike endringer medføre endringer i driftsspenning og Hg-damptrykk, noe som kan endre UV-bølgelengdefordelingen og påvirke sensorsignalet. USEPA anbefaler derfor at UV-anlegg som ikke er utstyrt med såkalte "germicidale" UV-sensorer må revalideres dersom ballastene modifiseres på overnevnte måter. Germicidale UV-sensorer har maksimal respons i området 250-280 nm og mindre enn 10 % av responsen for bølgelengder > 300nm.
- Kvartsrør: Endringer i materialtype, materialtykkelse og rørdiameter kan påvirke så vel doseleveransen som intensitetsmålingen. Dette kan skje via endringer i forhold som strømningsbildet gjennom reaktoren, UV-intensitetsmålingen, UV-sensorens ideelle plassering i forhold til lampen, og UV-bølgelengdefordelingen.
- UV-reaktorer og andre komponenter: Endringer i "våte" dimensjoner og komponenters plassering inne i UV-reaktoren vil kunne påvirke strømningsbildet, UV-intensitetsfordelingen, UV-intensitetsmålingen og doseleveransen. Dette kan omfatte endringer i reaktordimensjoner, innløps-/utløpsrør og strømningsretning, ledevegger, viskere, og UV-sensorer og sensorposisjoner.
- UV-sensorer: Endringer i UV-sensorens installasjon/plassering i reaktoren, samt en produsents endringer av selve sensoren, dens innkapsling eller optiske komponenter kan påvirke strømningsbildet, doseleveransen og/eller intensitetsmålingen.

Modellering av doseleveranse og intensitet kan i mange tilfeller brukes for å vurdere effekten av overnevnte forhold/endringer. Dersom slik modellering indikerer at de aktuelle endringer sannsynligvis vil gi en doseforandring på minst 10 %, anbefaler USEPA (2006) at UV-reaktoren revalideres.

I tillegg til ovenstående utstyr og komponenter, bør også endringer i andre måleinstrumenter (type, egenskaper) kunne medføre krav om revalidering. Dette vil i første rekke gjelde vannmålere hvis måleverdi inngår i dosestyringen/-kontrollen (basert på set-punkt eller beregnet dose via empirisk ligning). Det vil også gjelde UV-transmisjonsmålere dersom signalet anvendes i dosestyringen/-kontrollen (via empirisk ligning for dose).

Hva gjelder bruk av uoriginale UV-lamper legger denne rapporten opp til at slike kan brukes under visse forutsetninger, bl.a. at kontrollsystemet fungerer. Mer om dette i kapittel 10.3.

Oppsummerende stikkord:

- **UV-anlegg må være godkjent av Mattilsynet som en del av den godkjenningen som kreves for godkjenningspliktige vannforsyningssystem**
- **UV-anlegg bør også være godkjent i henhold til FHIs typegodkjennings-ordning**
- **FHI utgir lister over godkjente UV-aggregater (<http://www.fhi.no>):
A) anlegg som gir en teoretisk beregnet dose på minst 30 mJ/cm², og
B) biodosimetrisk testede anlegg som gir en dose på minst 40 mJ/cm²**

- ♣ **Siden tilført UV-dose er vanskelig eller umulig å beregne, anvendes en biodosimetrisk testing/validering som består i at en benytter en utvalgt mikroorganisme som måleinstrument (testorganisme) for tilført UV-dose. Dette gjøres ved å sammenligne oppnådd inaktiveringsgrad (log-reduksjon) i en fullskala testreaktor med en standardkurve satt opp under kontrollerte laboratorie-forsøk som viser sammenhengen mellom UV-dose og log-reduksjon for den samme testorganismen. Den avleste dosen kalles Reduksjons-Ekvivalent Dose (RED) eller Reduksjons-Ekvivalent Fluens (REF)**
- ♣ **FHI baserer sin typegodkjenning på følgende forutsetninger:**
 - ◊ **Dersom et UV-aggregat skal kunne fungere som en barriere mot bakterier, bakteriesporer, protozoer og de fleste virus, må det dokumenteres at det desinfiserte vannet til enhver tid har blitt tilført en UV-dose (RED/REF) på minimum 40 mJ/cm², ved en bølgelengde på 253.7 nm, basert på biodosimetertest. Testrapporter og sertifikater må vedlegges søknad om typegodkjenning.**
 - ◊ **Dersom UV-aggregatet skal kunne fungere som en hygienisk barriere mot bakterier (ikke sporeformende), de fleste virus og protozoer, må det godtgjøres ved beregning at det desinfiserte vannet enhver tid blir tilført en UV-dose på minimum 30 mWS/cm² (30 mJ/cm²).**
- ♣ **Rapporten fra en biodosimetrisk validering inneholder normalt en beskrivelse av UV-reaktoren, forholdene testen er utført under, resultatene fra valideringsforsøkene, m.m. Resultatene definerer – via tabeller, kurver og diagrammer de godkjente områder for vannføring, UV-intensitet og UV-transmisjon den testede UV-reaktoren kan drives innenfor**
- ♣ **De ulike valideringsstandardene er beskrevet (ÖNORM, DVGW, USEPA), og ulikheter mellom dem er angitt**
- ♣ **Krav om revalidering kan utløses dersom reaktoren forsynes med nytt utstyr, eksempelvis viskere, nye typer UV-sensorer, m.v., som påvirker doseleveransen og/eller dosemålingen signifikant (for eksempel > 10 % etter USEPA-standard)**

8. Dimensjoneringsgrunnlag

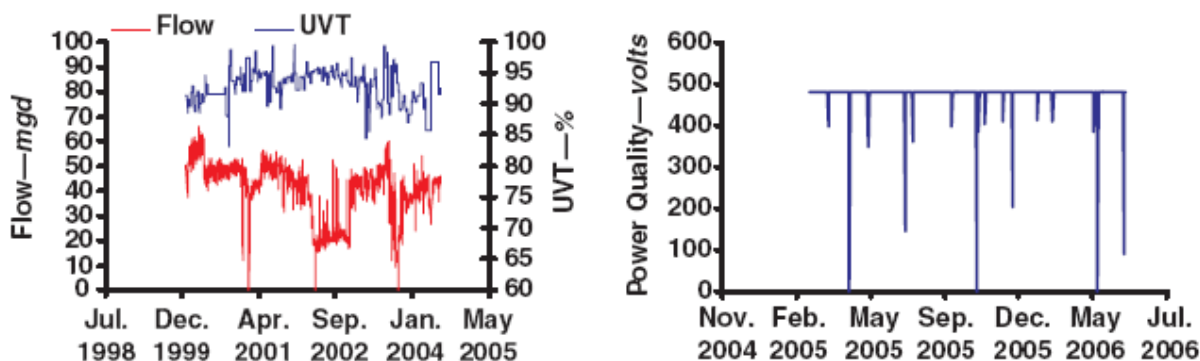
- **Hvordan finne dimensjonerende vannmengde og vannkvalitet for UV-anlegg?**
- **Hvordan bør man kartlegge råvannskvaliteten (UV-transmisjonen) og hva med sesongmessige og væravhengige variasjoner?**
- **Kan man utnytte gamle fargetallsdata som del av dimensjoneringsgrunnlaget?**
- **I hvilken grad vil klimaendringer påvirke UV-transmisjonen?**
- **Er det realistisk å dimensjonere et UV-anlegg ut fra råvannskvaliteten?**
- **Hvordan kartlegge kvaliteten på den lokale strømforsyningen?**

8.1. Generelt

UV-anlegg må utformes, dimensjoneres og drives slik at man sikrer en UV-dose på minimum 40 mJ/cm² innenfor de dimensjonerende verdier for vannføring, vannkvalitet (UV-transmisjon), lampelevetid/ aldring og fouling/beleggdannelse. Trykktapet gjennom anlegget bør også være akseptabelt.

Planleggingen av UV-desinfeksjonsanlegg bør alltid baseres på de lokale forhold. Dette fordi dimensjoneringen må baseres på grundige undersøkelser og kartlegginger av dimensjonerende vannbehov, kvaliteten på vannet som skal UV-bestråles og kvaliteten på den lokale strømleveransen. Spenningsfall og kortvarige strømblink kan lett medføre slukking av UV-lamper, noe som gir uheldig bortfall/nedetid i UV-desinfeksjonen fordi en re-start kan ta flere minutter.

Det er også viktig å ha god oversikt over variasjonsområdet for de nevnte forhold og parametere, sesongmessige så vel som årlige. Behovet for UV er størst når vannkvaliteten er dårligst. Figur 8.1 viser et eksempel på variasjoner i vannstrøm/vannbehov, vannkvalitet (UV-transmisjon) og strømkvalitet (strømutfall og spenningsvariasjoner).



Figur 8.1. Eksempel på variasjoner i viktige dimensjoneringsparametere som vannføring, vannkvalitet (UV-transmisjon) og strømkvalitet (spenningsvariasjoner) (Wright 2006).

En god prosess for planlegging av UV-anlegg kan inndeles i følgende trinn (USEPA 2006), der følgende forhold bør defineres, vurderes og/eller beregnes:

1. Målet med UV-desinfeksjonen, de viktigste målorganismene og ønsket log-reduksjon/krav til UV-dose. I Norge anbefales en UV-dose på 40 mJ/cm² som standard
2. Plassering/integrasjon av UV-anlegget i den øvrige vannbehandling, med potensielle og alternative lokaliseringer, herunder også arealkrav

3. Nøkkelparametre for design
 - a. Vannkvalitet
 - b. Beleggdannelse/aldring
 - c. Dimensjonerende vannføring
 - d. Strømforsyning (og kvalitet/stabilitet på denne)
4. Potensielle typer UV-reaktorer og strategier for måling av UV-dose
5. Valideringsspørsmål og -metoder
6. Tilgjengelige trykkehøyder og trykktapsforhold
7. Arealbehov ('footprint') for potensielle plasseringer og reaktortyper
8. Valg av reaktortype og plassering - ut fra kostnader og sammenlignende vurderinger
9. Endelig design

I det følgende skal noen av disse punktene kommenteres mer i detalj, basert på generelle norske/nordiske forhold. Dersom man legger opp til en biodosimetrisk dimensjonering etter den østerrikske (Ø-norm) eller tyske normen (G-norm), dvs. med et bestemt dosekrav (40 mJ/cm^2), vil ikke alle punktene på listen være like relevante.

8.2. Målet med UV-desinfeksjonen og krav til UV-dose

Målet med UV-desinfeksjonen er primært å inaktivere mikroorganismer som bakterier og virus, og sikre en hygienisk barriere også mot parasitter. Den norske drikkevannsforskriften med veiledning krever en inaktiveringsgrad på 99.9 % (3-log) for bakterier og virus. For parasitter (eksempelvis *Giardia* og *Cryptosporidium*) kreves 99 % inaktivering (2-log). Det er kjent at inaktivering av visse typer virus krever svært høye UV-doser, for eksempel *Adenovirus* som krever en dose på $> 100 \text{ mJ/cm}^2$.

UV-anlegg som er godkjent med beregnet dose på 30 mJ/cm^2 har tilstrekkelig virkning på de fleste typer sykdomsfremkallende agens, med unntak av bakteriesporer og enkelte virus. Likevel anbefaler Folkehelseinstituttet (FHI) at man ved nyanlegg eller utskifting av gamle anlegg velger biodosimetrisk testede anlegg som gir en UV-dose på minst 40 mJ/cm^2 .

For vannverk som går over fra klorering til UV-desinfeksjon, anbefales det at eksisterende kloranlegg beholdes i reserve.

8.3. Dimensjonerende vannmengde

UV-anlegg bør dimensjoneres for maksimal vannføring gjennom anlegget. Denne vil være avhengig av UV-anleggets plassering og de tilgjengelige buffervolumer i vannforsynings-systemet, dvs. renvannsbassenger, høydebassenger, m.v. Underdimensjonering synes ikke å være uvanlig. Årsaken til dette er ikke kjent, men mangelfullt dimensjoneringsgrunnlag, kompetansesvikt og små leverandørmarginer kan være medvirkende årsaker.

For å kunne beregne en korrekt UV-dose og sikre at denne til enhver tid oppfyller kravene, må man kjenne vannstrømmen gjennom hver UV-reaktor. Hvert UV-aggregat bør derfor ha en egen vannmåler. Alternativt må man ha andre arrangementer eller tiltak som sikrer en korrekt registrering og kontroll av vannstrømmen gjennom hvert UV-aggregat.

8.4. Dimensjonerende vannkvalitet

Effektiviteten av UV-desinfeksjonen er sterkt avhengig av vannkvaliteten (jf. kap. 5). Intensiteten på UV-lyset som leveres i UV-reaktoren vil reduseres gjennom bestrålingskammeret i henhold til vannets UV-transmisjon (gjennomtrengelighet). Den UV-intensiteten en mikroorganisme utsettes for vil derfor, foruten avstanden fra UV-

lampen (lysveien), være avhengig av vannets partikkelinnhold (som kan spre UV-lyset), og av innholdet av løste stoffer i vannet (for eksempel NOM og jern) som kan absorbere UV-lys.

Det er viktig å foreta en grundig kartlegging av vannkvaliteten og variasjonsområdet for denne før installasjon av et UV-anlegg. Sentrale parametere er UV-transmisjon eller UV-absorbans, temperatur og turbiditet/partikkelinnhold. Naturlig organisk materiale (NOM) inneholder konjugerte dobbeltbindinger som gir høy absorbans av UV-lys. I tillegg til NOM vil vann kunne inneholde andre substanser med høy UV-absorbans (for eksempel ozon og jern) og substanser som kan gi beleggdannelse (for eksempel Ca, Fe og Al).

Siden jern kan gi både høy UV-absorbans og danne belegg, bør man være spesielt på vakt mot konstant eller tidvis høyt jerninnhold i vann som skal UV-desinfiseres. Optimal drift av koaguleringsanlegg for å minimalisere restkoagulantinnholdet er derfor viktig også av denne grunn.

UV-anlegg bør i henhold til Veilederen til Drikkevannsforskriften dimensjoneres etter råvannskvalitet. I tillegg bør man ta høyde for klimaforandringer og eventuelle trender til økende NOM-innhold. Det er derfor viktig å kartlegge råvannskvaliteten over en periode som er tilstrekkelig lang til å fange opp ekstreme perioder med dårlig vannkvalitet knyttet til sirkulasjonsperioder, ekstremnedbør/flom, sterk vind/ugunstige vindretninger, dykkende bekkeutløp, m.v. Det er selvsagt vanskelig å angi eksakte krav til prøvetakingsperiode, men vi anbefaler minst 3 års vannkvalitetsdata som grunnlag for dimensjonering av UV-anlegg.

Type vannbehandlingsprosesser oppstrøms UV-anlegget og driften av disse vil selvsagt være bestemmende for vannkvaliteten i UV-anlegget og variasjonsområdet for denne.

UV-anlegg dimensjoneres i regelen for dårligste aktuelle vannkvalitet. Når aggregatene samtidig dimensjoneres for et maksimalt vannforbruk, kan en få et overdimensjonert anlegg dersom dårligste vannkvalitet og maksimalt vannforbruk ikke opptrer samtidig. Maksimalt vannforbruk opptrer ofte om sommeren under perioder med mye vanning, mens dårligste vannkvalitet ofte opptrer på høsten i perioder med mye regn. Dersom man har erfaring og dokumentasjon (minst 3 år) på at dårligste vannkvalitet og maksimalt vannforbruk opptrer tidsforskjøvet, bør dette forholdet kunne tillegges vekt ved dimensjoneringen. Slike forhold kan i noen grad kompenseres ved bruk av flere aggregater i serie eller i parallell, der antall aggregater i drift bestemmes av vannkvaliteten og vannbehovet. Forhold av slik type bør på forhånd være diskutert og avklart med godkjenningsmyndigheten (Mattilsynet).

8.4.1. Prøvetaking og analyse

Ofte har man begrensede data om UV-transmisjon i vannet som skal UV-desinfiseres. Vannverk som planlegger installasjon av UV-anlegg bør derfor igangsette systematisk prøvetaking og analyse av aktuelle vannprøver så snart som mulig forut for en UV-installasjon. Helst bør man ha analysedata som dekker en periode på minst et år, helst mer. Dette fordi årstidsvariasjonene kan være store, og fordi vannkvaliteten kan variere betydelig fra et år til et annet.

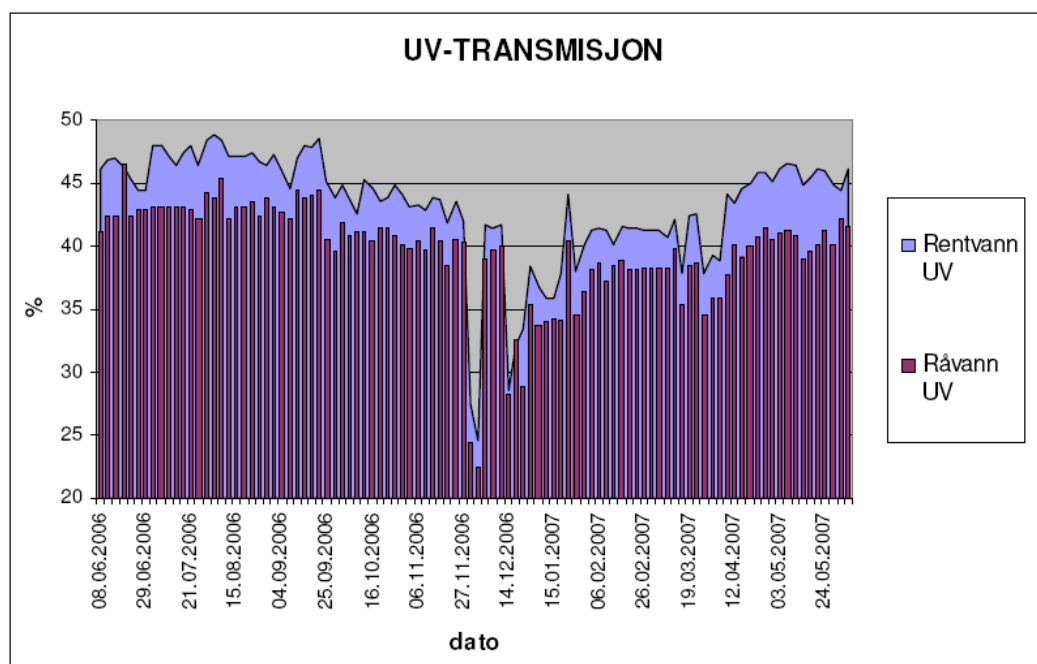
Dersom anlegget har vannbehandling og flere parallelle linjer/filtre oppstrøms UV-anlegget, bør prøvetakingen omfatte alle linjene. Dette for å kartlegge eventuelle variasjoner i vannkvalitet mellom filterlinjene, slik at man kan få et mest mulig representativt bilde av kvaliteten – og eventuelle kvalitetsvariasjoner – på det vannet som skal UV-desinfiseres.

Det er viktig å søke å kartlegge "worst case" med hensyn til vannkvalitet og UV-transmisjon. Normalt vil råvann fra små vannkilder vise større årstidsvariasjon enn dypvann fra store kilder. Dette gjenspeiles normalt også i en viss variasjon i rentvannskvalitet. Tabell 8.1 viser som et eksempel vannkvalitetsdata fra innsjøen Jonsvatnet som utgjør vannkilden for Vikelvdalen Vannbehandlingsanlegg (VIVA) i Trondheim. Tabellen viser resultater fra målinger av farge og UV-transmisjon i råvann og i filtrert vann ved VIVA i januar og februar 2007. Transmisjonen ved 1 cm lysvei ligger på 79-82 %. Transmisjonen er en tanke høyere i filtrert vann enn i råvann, noe som skyldes at det alkaliske filteret gir en marginal reduksjon av turbiditet og farge, noe som oppveier den fargetallsøkningen som oppstår på grunn av pH-økningen gjennom det alkaliske filteret.

Tabell 8.1 Analyse av prøver (5 stk) av råvann og utløpsvann fra alkalisk filter fra Jonsvatnet (VIVA) i januar og februar 2007. Fargen er målt ved 410 nm, og UV-transmisjonen ved 1 cm lysvei.

Parameter	Råvann	Filterutløpsvann
Farge _{410nm} (mg Pt/L)	14.3 ± 0.4	13.2 ± 1.3
UV-T _{1cm} (%)	80.4 ± 1.2	81.0 ± 0.9
Turbiditet (NTU)	0.19 ± 0.03	0.11 ± 0.02

Et godt eksempel på at en grundig registrering av UV-transmisjonen er både viktig og nødvendig er illustrert i figur 8.2. Under pilotforsøk med råvann fra Eikeren var UV-transmisjonen (5 cm) stabil rundt 40 % inntil slutten av november, da den i løpet av få dager falt til under 25 %. Etter noen dager med lav transmisjon steg denne igjen til ca. 40 %. Med unntak av den nevnte hendelsen og en kort periode i desember med transmisjon rundt 30 % har transmisjonen vært 35 % eller høyere. Dersom man hadde basert en dimensjonering på månedlige transmisjonsmålinger over et år, noe som er i overkant av det dimensjoneringsgrunnlaget som normalt legges til grunn ved mange små og store vannverk, er det betydelig risiko for at perioden med lavest transmisjon aldri hadde blitt registrert.



Figur 8.2 UV-transmisjon i råvann til Eidsfoss vannbehandlingsanlegg (Talgø, 2007)

8.4.2. Bruk av fargedata for beregning av UV-transmisjon

Siden vannverk ofte har begrensede data om vannets UV-transmisjon, men et godt datagrunnlag for farge, kan det foretas korrelasjonsanalyser mellom UV-transmisjon og farge. Dette gjør at data om fargetall, som man normalt har rikelig av, kan brukes for å estimere UV-transmisjonen. Det bør bemerkes at korrelasjonen mellom farge og UV-transmisjon (og DOC) normalt er meget god for én og samme vannkilde. Man bør generelt være forsiktig med ukritisk bruk av slike korrelasjonsdata fra andre vannkilder, siden forholdet mellom UV-absorbans og farge påvirkes av flere faktorer, blant annet sammensetningen av NOM (DOC), innholdet av algeprodusert organisk materiale og innholdet av andre lysabsorberende stoffer som eksempelvis jern og mangan - forhold noe som vil variere fra vannkilde til vannkilde. Det er derfor viktig at man setter opp **lokale** korrelasjonskurver der man har langvarige fargetallsdata som man ønsker å inkludere i dimensjoneringsgrunnlaget.

Et eksempel på en korrelasjonsmodell mellom UV-absorbans (cm^{-1}) og farge er vist i tabell 8.2 nedenfor (Eikebrokk 1982). Modellen angir sammenhengen mellom UV-absorbans (1 cm lysvei) og farge i vannprøver med ulike blandingsforhold av kranvann fra Jonsvatnet med konsentrert og naturlig humusvann fra Heimdalsmyra:

$$\text{UV-abs (cm}^{-1}\text{)} = 0,0292 + 0,0037 \text{ Farge} \quad (8.1)$$

For fargetall i området 10-20 mg Pt/L, viser tabell 8.2 beregnede UV-transmisjonsverdier (%) ved 1 cm lysvei for fargetall i området 10-20 mg Pt/L ut fra overnevnte modell. Tabellen angir i tillegg verdier for UV-transmisjon ved 5 cm lysvei (kyvettelengde), beregnet i henhold til ligning (5.4). Verdiene samsvarer godt med FHI's verdier for sammenhengen mellom farge og UV-T_{5cm} i surt, norsk overflatevann som ble presentert i figur 5.3:

Tabell 8.2. UV-transmisjon beregnet ut fra korrelasjon med farge (Etter Eikebrokk, 1982).

Farge (mgPt/L)	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
UV-T _{1cm} (%)	85.9	85.1	84.4	83.7	83.0	82.3	81.6	80.9	80.2	79.5	78.8
UV-T _{5cm} (%)	46.7	44.7	42.9	41.1	39.4	37.7	36.1	34.6	33.2	31.8	30.5

Det er også foretatt tilsvarende korrelasjonsanalyser basert på måling av farge og UV-transmisjon i flere andre vannkilder i Trøndelag (Figur 8.3). Her er også måledata fra Trondheim vannverk (VIVA) i januar/februar 2007 plottet inn som punkter, og overnevnte korrelasjon (ligning 8.1) er lagt inn som en egen linje.

Figuren viser at det er god korrelasjon mellom farge og UV-transmisjon, slik at lokale fargedata normalt sett bør kunne brukes for å styrke dimensjoneringsgrunnlaget i tilfeller der man mangler data om vannets UV-transmisjon.

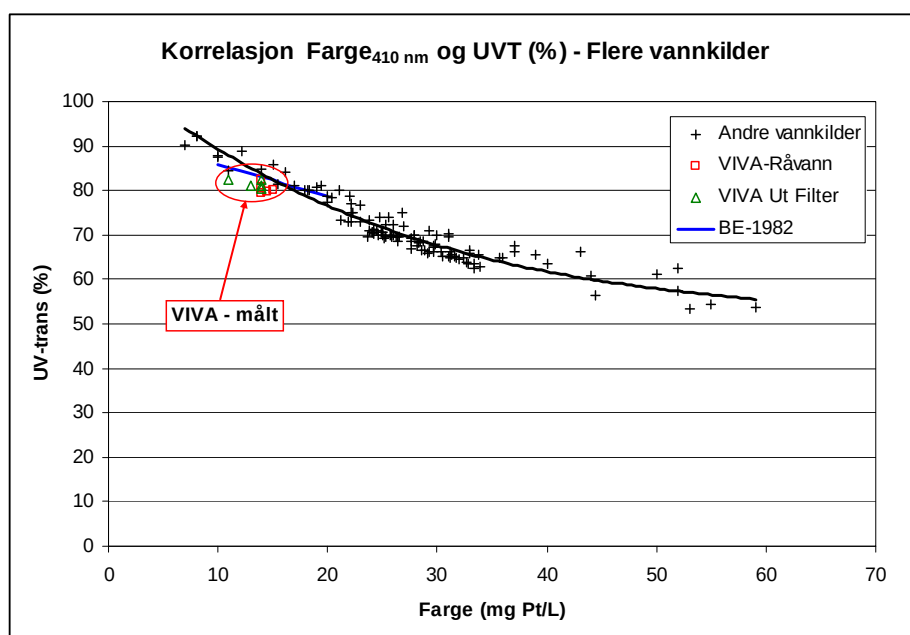
Selv om det er fornuftig og nødvendig å foreta egne transmisjonsmålinger, kan langvarige måleserier for farge derved utgjøre et relativt godt grunnlag for dimensjonering av et UV-anlegg. Dette gjelder særlig der årstidsvariasjonene er relativt små, der vannets algeinnhold er lavt, og der det ikke synes å være eller ha vært noen trend til økende farge (NOM-innhold) i de senere år.

8.4.3. Sesongmessige variasjoner i råvannskvalitet

Design av UV-anlegg må baseres på sesongmessige og årlige data om variasjoner i vannstrøm/vannbehov og råvannskvalitet/UV-transmisjon. I USA (USEPA, 2006) kreves det at UV-anlegg maksimalt kan avvike fra doseringskravet ("off-specification") i 5 % av

tiden i løpet av en måned. Off-specification defineres som volumprosenten av vann som i ikke er behandlet i henhold til spesifikasjonene/dosekravet. Dette kan skyldes at UV-reaktoren drives utenfor sertifisert område (dvs. med ukjent dose) eller ved at anlegget leverer en UV-dose som er lavere enn kravet (40 mJ/cm^2). På bakgrunn av dette kan 5 percentil UV-T være et aktuelt designkriterium for råvannskvalitet (Wright et al., 2006).

Bruk av 5-percentilen for UV-T som designkriterium kan imidlertid lede til lange perioder med underdosering dersom tidspunktet for lavest UV-T faller sammen med tidspunktet for høyest vannforbruk (gjerne om sommeren). Dette designkriteriet kan på den annen side bli for konservativt og unødig kostbart dersom perioden med dårligst råvannskvalitet (minimum UV-T) opptrer i perioder med lavt vannforbruk (høst/vinter). Selv om det siste ofte er tilfellet i Norge, noe som da muligens burde tilsi bruk av 10-percentilen for UV-T som designkriterium, er det viktig å kartlegge de lokale variasjonsområder for vannforbruk og råvannskvalitet og når de respektive ekstremverdiene opptrer (dvs. maksimalt forbruk og minimum UV-T). Dette vil da gi et godt grunnlag for valg av dimensjonerende UV-T.



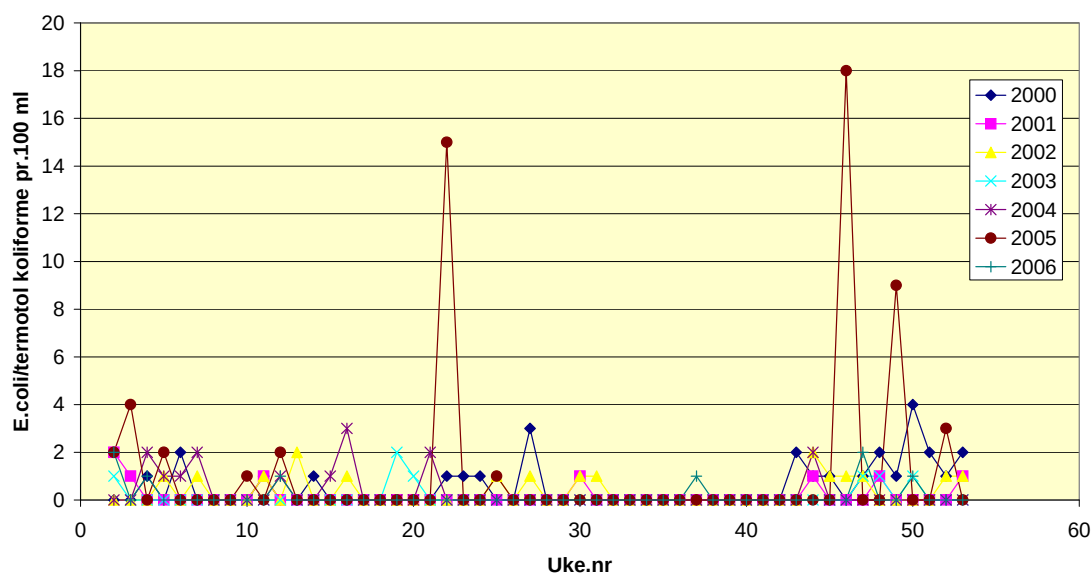
Figur 8.3 Korrelasjon mellom farge og UV-transmisjon (1 cm) for noen vannkilder i Trøndelagsregionen. Analysedata fra råvann og filtrert vann på VIVA i 2007 er også plottet inn, sammen med data fra korrelasjonsmodellen nevnt over.

Det er betydelige variasjoner i råvannsvannkvalitet i en rekke vannkilder som funksjon av årstid og temperatur, vind- og nedbørforhold. Én av de vanligste årsakene til variasjonene er totalomblending i vannkilden vår og høst, som gjør at overflatevann kommer ned til inntaket. Et annet forhold som kan gjøre at overflatevann kommer ned til inntaket er kraftig vind, som kan gjøre at sprangsjiktet senkes betydelig i den ene enden av vannet, noe som er en reell problemstilling bl.a. i Nordsjø (Mosevoll, 2007).

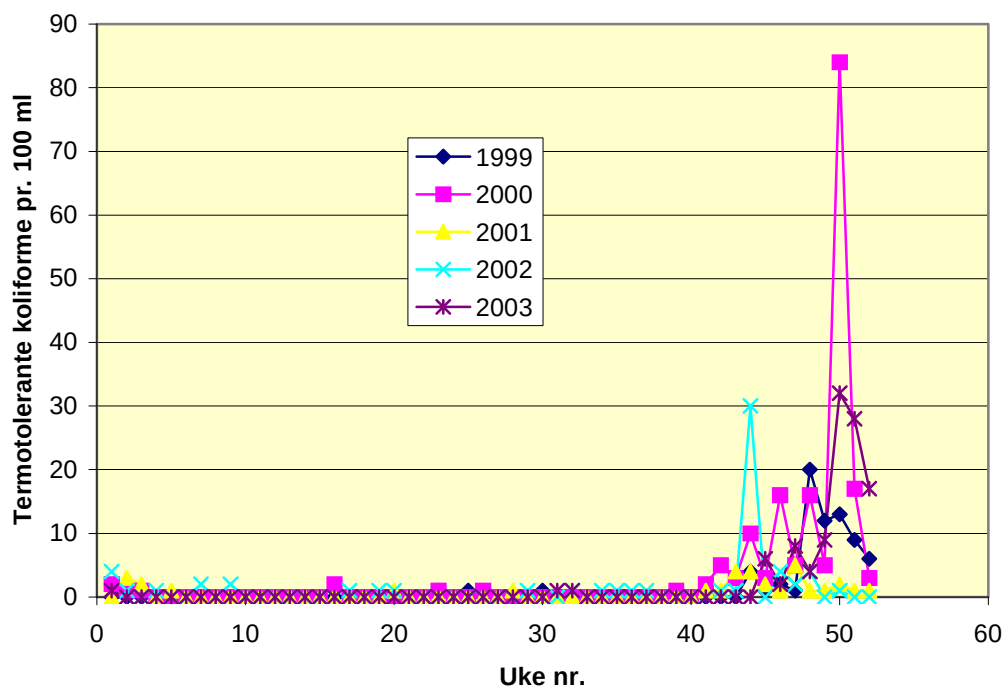
Perioder med intens nedbør som gir økt overflateavrenning vil kunne påvirke råvannskvaliteten. Et eksempel er den fargetallsøkningen som ble registrert på Østlandet i 2001 som følge av en svært våt og mild høst 2000. Dersom avrenningen også inneholder patogene mikroorganismer eller indikatororganismer vil dette kunne medføre endringer i vannkvaliteten ved inntaket også for disse parametrene.

Figur 8.4 og 8.5 viser hvordan innholdet av *E.coli*/termotolerante koliforme bakterier varierer over året i råvannskildene Holsfjorden og Maridalsvannet.

Råvann fra 50 m dyp i Holsfjorden har med unntak av 3 enkeltverdier i 2005 et innhold av *E.coli*/termotolerante koliforme bakterier under 4 pr. 100 ml. Med unntak av perioden fra midten av juli til midten av oktober må en forvente at *E.coli*/termotolerante koliforme bakterier er tilstede i vannet. I Maridalsvannet forekommer termotolerante koliforme bakterier i liten grad i perioden fra tidlig januar til midten av oktober, mens konsentrasjonene i årets to siste måneder kan være høye, opptil 85 termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml.



Figur 8.4 Årstidsvariasjoner i innholdet av *E.coli*/termotolerante koliforme bakterier i ABVs råvann fra Holsfjorden (etter Bjerke, 2007)



Figur 8.5 Årstidsvariasjoner i innholdet av termotolerante koliforme bakterier i Oslos råvann fra Maridalsvannet (etter Kristiansen, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004)

Ulike forhold som nedbør og avrenning, tørke, temperatur, forurensninger mm vil påvirke den mikrobiologiske vannkvaliteten. Dette er illustrert i figur 8.5 over, der høsten 2000 med uvanlig mye nedbør og avrenning, ga både den lengste perioden med et betydelig innhold av termotolerante koliforme bakterier og den høyeste enkeltverdien. I figur 8.4 er det ikke mulig å avlese noen tilsvarende effekt av nedbøren høsten 2000, noe som kan skyldes en høyere hydraulisk oppholdstid i Holsfjorden enn i Maridalsvannet.

I Svartediket var innholdet av *E.coli* i 2004 null eller nær null fra nyttår til slutten av august, mens innholdet varierte fra null til over 60 pr. 100 ml utover høsten, og med en topp i månedsskiftet august/september (Eikebrokk m.fl. 2006). Variasjonene fra uke til uke var betydelige, noe som illustrerer behovet for hyppig prøvetaking og analyse av råvannet dersom en skal få et riktig bilde av variasjonene i råvannskvaliteten.

Dette viser at det er betydelige forskjeller mellom ulike kilder i samme geografiske område med hensyn til variasjonsmønster for innhold av *E.coli*/termotolerante koliforme bakterier. Dette vil avhenge av en rekke ulike forhold knyttet til kilde, inntaksforhold og nedbørfelt. På denne bakgrunn er det grunn til å konkludere med at en hver råvannskilde, også med hensyn på årstidsvariasjoner, må betraktes som unik, og at det er vanskelig å generalisere med hensyn til forventet mikrobiologisk vannkvalitet.

8.5. Fremtidig vannkvalitet

Ved vurdering av fremtidig vannkvalitet ved et vannverk som planlegger installasjon av UV-anlegg bør to forhold legges til grunn:

- a. En eventuell oppgradering av vannbehandlingen
- b. Mulige effekter av klimaforandringer på råvannskvaliteten

I tillegg må en ta hensyn til andre endringer som kan ha betydning for vannkvaliteten, som regulering av innsjø, inntakets plassering, overføring av vann fra andre vassdrag etc.

8.5.1. Oppgradert vannbehandling

En vannbehandling forut for et UV-anlegg vil påvirke UV-transmisjonen og derved dimensjonering og drift av dette. Slik vannbehandling, som ofte kombineres med korrosjonskontroll ved dosering av CO₂, kalk eller alkalisk filtrering, vil ofte bestå av en av følgende prosesser:

1. koagulering og konvensjonell filtrering, inklusive sedimentering/flotasjon
2. koagulering og kontakt- eller direktefiltrering
3. ozonering og biofiltrering
4. membranfiltrering

Uansett vannbehandlingsmetode, vil en behandling av råvannet normalt medføre at UV-transmisjonen øker betydelig. I det følgende skal det kort presenteres hvilken vannkvalitet man kan forvente som følge av ulike typer vannbehandling, og hvordan dette vil påvirke UV-anlegg og UV-dose. VIVA, Trondheim anvendes som eksempel.

Koagulering og filtrering (metode 1 og 2 over)

SINTEF har utført en lang rekke forsøk med koagulering og kontaktfiltrering, både i pilot og full skala. Ut fra disse erfaringene og omfattende forsøk med behandling av vann fra Jonsvatnet, bør man her som et eksempel kunne forvente en vannkvalitetsforbedring om lag som vist i tabell 8.3 etter en koagulerings- og kontaktfiltreringsprosess.

Ozonering og biofiltrering

Fargetall og UV-transmisjon etter en behandling basert på ozonering og biofiltrering vil ventelig være om lag på samme nivå som for kontaktfiltrering. Men siden man her ikke anvender koagulanter, vil turbiditeten normalt ligge på et noe høyere nivå enn for kontaktfiltrering, sannsynlig mer på linje med råvannet. Dessuten vil TOC-nivået etter ozonering-biofiltrering normalt bare reduseres med 20-40 %, noe som er vesentlig lavere enn ved kontaktfiltrering.

Nanofiltrering

Etter nanofiltrering vil vannkvaliteten normalt bli minst like god som etter koagulering/filtrering, ofte noe bedre.

Tabell 8.3. Stipulert vannkvalitetsforbedring ved VIVA som følge av en oppgradert vannbehandling (koagulerings- og kontaktfiltrering).

	Råvann	Koagulert og Filtret vann
Fargetall (mg Pt/L)	14	<5
UV-transmisjon, 1 cm (%)	81	>90
UV-transmisjon, 5 cm (%)	35	>60
UV-absorbans (1/m)	10	< 3
TOC (mg/L)	2.7	<1.5
Turbiditet (NTU)	0.2	<0.1

Perioder med driftsforstyrrelser i forutgående vannbehandling

For de fleste vannbehandlingsprosesser kan det oppstå situasjoner der prosessen ikke fungerer optimalt, og der man må iverksette tiltak for å korrigere driften. I en slik situasjon vil gjerne turbiditeten og/eller fargetallet øke i forhold til det som er omtalt over, og UV-transmisjonen vil synke.

For koagulering/partikkelseparasjon og membranfiltrering kan en slik hendelse dessuten være en indikasjon på mulig svikt i den hygieniske barrieren. I en slik situasjon er det viktig at UV-desinfeksjonen fungerer effektivt, siden alternativene da vil være enten å igangsette en nødklorering dersom denne kan startes momentant, eller å stoppe vannproduksjonen eller levere et hygienisk tvilsomt vann. Dersom UV-anlegget skal fungere tilfredsstillende i en slik situasjon må dette være dimensjonert ut fra en dårligere vannkvalitet enn det en har når den forutgående vannbehandlingen fungerer optimalt.

Hvor mye buffer en skal legge inn i dimensjoneringsgrunnlaget for et UV-anlegg vil avhenge av blant annet magasinkapasitet, reservevannforsyning og mulighetene for momentan oppstart av klorering.

8.5.2. Mulige effekter av klimaforandringer på vannkvaliteten

Klimaforandringer vil kunne påvirke råvannskvaliteten sterkt i årene som kommer. Foruten økt innhold av NOM, vil mer nedbør og mer intense nedbørepisoder gjøre at eventuelle patogener fra naturlige og menneskeskapte forurensingskilder lettere havner i råvannskilden. Smittepresset vil således kunne øke.

I tillegg kan temperaturøkninger og mildere vintre gi økt frekvens på vinterflommer og dårligere (kortere) termisk sjiktning i vannkilder. Økt temperatur og næringssalttilførsler fra nedbørfeltet kan videre medføre økt algevekst. I sum kan dette innebære redusert hygienisk sikkerhet i vannkilde og nedslagsfelt.

Klimaforandringene vil derved kunne gi redusert UV-transmisjon og redusert mikrobiologisk og fysisk/kjemisk kvalitet på råvannet. Videre vil kvalitetsvariasjonene

kunne bli større. Dette påvirker dimensjoneringsgrunnlaget for UV-anlegg, og vil også på sikt kunne bevirke at kravene til barrierehøyde og inaktiveringsgrad vil øke, noe som også vil kunne innebære skjerpede krav til UV-dose i forhold til dagene dosekrav (40 mJ/cm²).

Som en del av planleggingen av et UV-anlegg kan det derfor være fornuftig å foreta en analyse av forventet utvikling av råvannskvaliteten og legge inn en viss reservekapasitet dersom analysen tilsier det. Jonsvatnet er en råvannskilde som kvalitetsmessig ikke har endret seg nevneverdig på 20-30 år, men det finnes eksempler på vannkilder i Oslo som i perioden ca. 1990-2000 opplevde en økning i fargetall fra 10-15 mg Pt/l til nivåer fra 25 til over 30 mg Pt/l (Kristiansen, 2004). I Farris økte fargen fra i overkant av 5 mg Pt/l i 1979 til over 20 mg Pt/l i 1999 (Hem, 2000), og steg ytterligere i 2000-2001.

Vi må også regne med at trenden med å legge en stadig større del av de påkrevde hygieniske barrierer inn i vannbehandlingen vil øke, og at antall vannverk med UV-desinfeksjon av råvann uten noen forutgående barriereeffektiv vannbehandling vil reduseres.

I forhold til de mulige effekter av klimaforandringer vil de vanligste vannbehandlingsmetodene som koagulering, membranfiltrering, m.v. kunne fjerne en stor andel av så vel patogene organismer som UV-absorberende stoffer dersom driften er god. For farge og UV-transmisjon vil de nevnte metoder normalt gi reduksjoner på 85-90 % eller høyere. Reduksjonen i organisk stoff (TOC, DOC) vil normalt være langt lavere, gjerne 60-70 %.

Ut fra dette er det en risiko for at pågående klimaforandringer kan gi større vekstproblemer på nettet, noe som kan påvirke valget av desinfeksjonsmetode(r). Videre vil kravene til UV-dose i kunne bli skjerpet i fremtiden som følge av redusert råvannskvalitet og økt fokus på "nye" patogener med høy UV-resistens.

En vurdering av slike forhold bør også inngå som en del av grunnlaget for dimensjonering av UV-anlegg.

8.6. Dimensjonering etter råvannskvalitet – En utopi?

Veilederen til Drikkevannsforskriften anbefaler som før nevnt at dimensjonering av et desinfeksjonstrinn bør foretas med utgangspunkt i råvannskvaliteten, slik at desinfeksjonen vil fungere selv om forutgående vannbehandlingstrinn skulle svikte. For en rekke vannverk, eksempelvis langs Glomma, er dette lite realistisk, også fordi det er uaktuelt å sende desinfisert råvann med dårlig kvalitet ut på nettet.

Med de relativt høye fargetallene man har i en rekke norske overflatevannkilder vil det også være vanskelig å finne UV-anlegg som vil fungere tilfredsstillende dersom fargefjerningen skulle svikte. Svært få UV-reaktorer på markedet er validert for UV-transmisjoner (5 cm) lavere enn ca. 30 %. Vann med en slik UV-transmisjon vil normalt ha fargetall nær Drikkevannsforskriftens grenseverdi på 20 mg Pt/L.

En dimensjonering etter råvannskvalitet vil også som regel medføre at man vil få et kraftig overdimensjonert UV-anlegg så lenge fargefjerningen fungerer, noe som både kan gi en lite kostnadseffektiv løsning og en mer krevende driftssituasjon dersom en søker å unngå ekstremt høye UV-doser. Selv om effektregulering og utkobling av UV-lamper er gode virkemidler for å unngå dette, dimensjoneres UV-anlegg ofte under forutsetning av at fargefjerningen fungerer.

Når UV-anlegg dimensjoneres for en høyere UV-transmisjon enn det man har i råvannet bør vannbehandlingsanlegget kunne suppleres med et back-up-system for klorering. En kombinasjon av UV og klor som back-up i slike situasjoner vil gi økt sikkerhetsmargin

ved at klor er effektivt overfor visse UV-resistente virus, de samme virus som utgjør noe av bakgrunnen for at man ofte dimensjonerer UV-anlegg for en såpass høy dose som 40 mJ/cm². Hvorvidt de aktuelle klordosene skal være i tråd med norsk praksis med svakkloring eller baseres på en sterkere kloring må i det enkelte tilfellet avklares med tilsynsmyndigheten. Ved vannbehandlingsanlegg uten rensetrinn for farge både kan og skal selvsagt UV-desinfeksjonen dimensjoneres ut fra råvannskvaliteten.

8.7. Kvalitet på strømforsyningen

Erfaring fra mange eksisterende UV-anlegg har vist at spenningen som leveres fra strømleverandøren, og for den saks skyld selve strømleveransen, ikke er så stabil som en skulle ønske. UV-lamper mister lysbuen ved forstyrrelser og avbrudd i strømforsyningen. Selv meget kortvarige strømblink og spenningsfall vil kunne medføre at UV-aggregatene slukkes og må startes på nytt, noe som krever en oppvarmingstid før aggregatene er i normal drift. Hyppig start og stopp vil medføre redusert levetid på lampene og økt risiko for produksjon og leveranse av hygienisk utilfredsstillende vann.

Eksempelvis vil et spenningsfall ut over 10-30 % av nominell spenning med varighet 0.5-3 sykluser (10-50 millisekunder), kunne medføre at UV-lampen mister lysbuen og må tennes på nytt. De viktigste årsaker til strømforsyningsproblemer som kan medføre utfall av UV-lamper er følgende:

- Feil i kabling og jording
- Eksterne feil i sentral- og/eller regionalnettet (påkjørslser/feil i trafostasjoner, vær-relaterte feil som lynnedslag og oversvømmelser, feil pga dyr/gnagere, etc.)
- Modifiseringer i eksterne anlegg og utstyrskomponenter
- Start/stopp av tunge lastkomponenter på samme kurs i lokale anlegg
- Innslag av nødstrømsaggregater eller alternative strømforsyninger

Lavtrykkslamper vil i regelen kunne være i normal drift innen 15 sekunder etter at en avbrutt strømforsyning er reetablert. Lavtrykkslamper med høyt utbytte samt mellomtrykkslamper krever imidlertid oppstartstider på 1-10 minutter etter et avbrudd i strømforsyningen.

Enkelte produsenter angir at lavtrykkslamper med høyt utbytte (LPHO) kan kreve enda lengre oppstartstider ved lav vanntemperatur (< 10 °C), mens andre rapporterer om redusert oppstartstid for mellomtrykkslamper (MP) fordi lav vanntemperatur avkjøler og akselererer kondensasjonen av kvikksølv, noe som er nødvendig for etablering av en ny lysbue.

Det er derfor viktig å kartlegge den eksterne strømleveransens kvalitet og stabilitet inn til vannbehandlingsanlegget og internt der UV-anlegget skal plasseres. Den lokale EL-leverandøren kan normalt gi slike opplysninger. Dersom dette ikke er tilfellet, anbefales egne undersøkelser. Måleutstyr for dette kan kjøpes eller leies (fra EL-firma, SINTEF Energiforskning, m.fl.). Dersom spenningsfall eller strømavbrudd skjer hyppigere enn det som er akseptabelt ut fra lampenes levetid og mulighetene til å tåle et avbrudd i vannbehandling og vannproduksjon, må det iverksettes avbøtende tiltak. Dette kan ve tiltak som grovvern etter hovedsikringer, finvern på enkeltkurser, skilletrafo før finvern, m.v. Slike relativt enkle og rimelige tiltak vil hindre at kortvarige høye spenningsintensiteter ødelegger elektroniske komponenter. Andre aktuelle tiltak omfatter UPS (Uninterrupted Power Supply, normalt en batteri-backup) for å unngå at kortvarige spenningsfall eller strømutfall får konsekvenser for UV-anlegget, og nødstrømsaggregat for å håndtere mer langvarige strømbrudd.

Strømlleveransen til vannverkene i Bergen skal brukes som et illustrerende eksempel på situasjonen hva gjelder kvalitet på strømlleveransen til vannverk i urbane strøk i Norge. Her har leverandøren BKK god oversikt over spenningskvaliteten på sentralnettet og regionalnettet, men normalt ikke på lokalnettet. BKK har bare data for hele nettet som sådan, og ikke for bestemte leveransepunkter slik som de enkelte vannbehandlingsanlegg. Det kan være derfor være forskjeller i spenningskvalitet mellom de enkelte anleggene. Utviklingen over antall spenningsdip på sentralnettet (Statnett) og regionalnettet (BKK) de seinere år er vist i tabell 8.4 (Drageset, BKK 2007).

Spenningsdip er her definert som kortvarige underspenninger som følger: *"Hurtig reduksjon i spenningens effektivverdi til under 90 %, men større enn 1 % av avtalt spenningsnivå, med varighet fra 10 millisekunder til 60 sekunder."*

Gjennomsnittet for Norge når det gjelder antall spenningsdip (sentralnett, regionalnett og lokalnett) er i størrelsesorden 12-16 pr år (SINTEF Energiforskning, 2007). Tallene for Bergen ligger derfor høyere enn gjennomsnittet.

Hvor mange spenningsdip som eventuelt vil komme i tillegg til verdiene i tabell 8.4 på grunn av forhold på lokalnettet er ukjent. For UV-aggregatene vil i tillegg bidrag fra kortvarige (< 3 minutter) og langvarige (> 3 minutter) strømbrydd ha mye å si for opptiden til anlegget.

Tabell 8.4. Spenningsdip i BKKs sentral og regionalnett (Drageset 2007)

År	Antall spenningsdip (sentralnett og regionalnett, ikke lokalnett)
2000	27
2001	18
2002	22
2003	13
2004	17
2005	18
2006	20

Dokumentasjon av spenningskvalitet inn til hvert enkelt anlegg er derfor viktig i forbindelse med UV-desinfeksjon. Slike målinger kan utføres av den lokale strømlleverandør eller av ekstern konsulent, og bør ha en viss varighet (måneder - 1/2 år) for å gi representative data. Utstyr for måling av spenningskvalitet er forholdsvis rimelig i anskaffelse (15.000 kr) og det kan derfor også være et alternativ for kommuner og vannverkseiere å anskaffe eget måleutstyr (med eventuell bistand til monteringen) og således foreta slike målinger og dataanalyser i egen regi.

I henhold til SINTEF Energiforskning synes kvaliteten på strømlleveransene generelt å være dårligere på landsbygda enn i by-nære strøk. Behovet for dokumentasjon/målinger og reservestrømforsyning/UPS kan derfor være størst på landsbygda.

Selv om en dokumentasjon av kvaliteten på strømlleveransen kan gi verdifull informasjon og danne grunnlag for målrettede og spesifikke tiltak, anbefaler vi likevel forebyggende tiltak i form av: 1) Grovvern, 2) Finvern, 3) UPS og 4) Nødstrømforsyning.

Oppsummerende stikkord

♣ **Dimensjonerende vannføring**

- ⊖ **Minimums-, maksimums- og middelveier for vannføring må kartlegges. Verdiene må være justert for fremtidig vannbehov, maksverdien må være innenfor det validerte området for aktuell(e) UV-reaktor(er), og minimumsverdien må være høy nok til å unngå overoppheting av eventuelle MP-aggregater**

♣ **Vannkvalitet**

- ⊖ **Man bør ha dataserier for de siste 3 år for temperatur, pH, turbiditet, UV-abs/UV-transmisjon, kalsium, hardhet, aluminium, jern, mangan og algeinnhold**
- ⊖ **Dersom datagrunnlaget er mangelfullt kan man sette opp en lokal korrelasjon mellom farge og UV-transmisjon dersom det finnes historiske fargedata**
- ⊖ **Dersom datagrunnlaget er mangelfullt, bør det settes i verk et prøvetakingsprogram for å finne sesongvariasjoner, maksimums- og minimumsverdier**
- ⊖ **Man bør vurdere og eventuelt ta høyde for mulige effekter av klimaforandringer, siden mer nedbør og mer intense nedbørepisoder kan gi økt innhold av NOM og tilhørende redusert UV-transmisjon, økende algeforekomst og økt innhold av patogene mikroorganismer**
- ⊖ **Dersom det er overlapp i tid mellom maksimal vannføring og minimum UV-transmisjon kan man i noen grad ta hensyn til dette ved dimensjoneringen**
- ⊖ **Ved fargetall over 15-20 mg Pt/l synes det lite realistisk å dimensjonere et UV-anlegg ut fra råvannskvaliteten**

♣ **Kvalitet på strømforsyningen**

- ⊖ **Man bør innhente data (siste 1-3 år) fra den lokale strømlleverandør om frekvensen av strømlblink, spenningsvariasjoner, m.v.**
- ⊖ **Man bør forsikre seg om at det interne (lokale) strømnettet har tilstrekkelig kapasitet til å unngå problemer ved pådrag av tunge lastkomponenter**
- ⊖ **Om nødvendig bør man foreta egne målinger**
- ⊖ **Forebyggende tiltak er viktig: 1) Grovvern, 2) Finvern, 3) UPS og 4) Nødstrømforsyning med tilstrekkelig kapasitet**

9. Utforming og dimensjonering av UV-anlegg

- *Hvilke forhold bør legges til grunn for valg mellom LP- og MP-lamper?*
- *Hvordan bør UV-anlegg designes?*
- *Hvordan bør UV-anlegg plasseres i forhold til annen vannbehandling?*
- *Hva med seksjonering og trykktap?*
- *Hvordan styres UV-dosen og hvilke alarmer bør legges inn?*

UV-desinfeksjonssystemer må utformes og dimensjoneres slik at de gir tilstrekkelig UV-dose (40 mJ/cm^2) innenfor de dimensjonerende verdier for vannstrøm, trykktap, råvannskvalitet (UV-transmisjon, turbiditet, temperatur), aldring/levetid av UV-lamper, beleggdannelse på kvartsglass og sensorvinduer, samt kvalitet på strømleveransen (strømutfall, spenningsvariasjoner, strømblink). For å begrense energiforbruk og potensialet for biprodukt dannelse, kan det også være ønskelig å begrense UV-dosen oppad, noe som stiller ytterligere krav til utforming, dimensjonering og drift.

Det skal understrekes at biodosimetrisk testede/validerte UV-aggregater må leveres, installeres og drives i samsvar med forholdene under valideringstestene og de kriterier som er angitt i godkjenningssertifikatet. Dersom det gjøres anleggsmessige endringer eller installeres komponenter som kan påvirke doseleveransen, skal dette i utgangspunktet medføre at UV-reaktoren må revalideres. Dette kravet kan i visse tilfeller frafalles dersom man kan sannsynliggjøre, for eksempel via en modellering, at endringene ikke vil påvirke doseleveransen negativt (jfr. kap. 7.2).

Siden kvaliteten og kvalitetsvariasjonene på vannet som skal UV-desinfiseres har stor betydning for resultatet, er så vel driften av oppstrøms vannbehandlingsprosesser som plasseringen av UV-anlegget viktig. Videre har de ulike lampetyper ulike egenskaper i forhold til levetid, energiforbruk, driftskostnader plassbehov, fotoreaktivering/reparasjon, driftstemperatur og beleggdannelse, biprodukter, HMS-forhold, m.v., noe som innebærer at valg av lampetype også er viktig for resultatet av en UV-desinfeksjon.

9.1. Ulike fabrikater og modeller

En liste over ulike produsenter/fabrikater av UV-anlegg med tilhørende utstyr kan finnes på hjemmesiden til International Ultraviolet Association (IUVA), www.iuva.org/node/13.

9.2. Aggregattyper

Valg av lavtrykks (LP/LPHO)- eller mellomtrykks (MP) UV-aggregater bør baseres på en vurdering av følgende forhold:

- Plassbehov/tilgjengelig areal
- Energibehov/-forbruk
- Vanntemperatur
- Vannkvalitet
- Kvalitet på strømtilførselen
- Forutgående vannbehandling
- Fare for beleggdannelse
- Lystilgang og fotoreaktivering
- Tilgjengelighet av verifiserte og godkjente UV-aggregater
- Oppstartstider etter driftsavbrudd
- Nødstrøm/UPS
- Investeringsbehov og driftsøkonomi
- HMS-forhold

Det lave plassbehovet for MP-aggregater kan være et viktig valgkriterium, spesielt ved installasjon/tilpasning av nye UV-anlegg på eksisterende vannbehandlingsanlegg med liten plass. Videre vil intensiteten fra MP-lamper ikke påvirkes i særlig grad av lave vanntemperaturer ($< 5\text{ }^{\circ}\text{C}$), oppstartstiden er ofte kortere enn for LPHO-lamper ved kaldstart (og muligens også ved varmstart for lave vanntemperaturer). Den høye driftstemperaturen i MP-anlegg kan imidlertid gjøre kvartsglasset mer utsatt for beleggdannelse. Lengre levetid, lavere energiforbruk og lavere effektbehov, samt bedre strømutnyttelse er forhold som taler til fordel for LP-aggregater.

MP-lampers eventuelle fortrinn knyttet til redusert fotoreaktivering bør ikke tillegges særlig vekt ved desinfeksjon av drikkevann der lystilgangen etter desinfeksjonen normalt er svært begrenset, og der man anvender UV-doseringsnivåer på 40 mJ/cm^2 eller høyere (Sommer 2008).

Generelt synes utvalget av biodosimetrisk testede UV-aggregater å avta med avtagende UV-transmisjon, og det er kun et fåtall aggregater som er sertifisert/godkjent for UV-transmisjoner under 30-35 % (5 cm). Ved så lave UV-transmisjoner blir det etter våre opplysninger bare tilbudt LT-aggregater. Utviklingen av UV-aggregater er imidlertid rask, slik at denne situasjonen fort kan endre seg.

9.3. Hydraulisk design

Strømningsforholdene i aggregatet er viktig med hensyn på at alle deler av vannstrømmen skal få en tilstrekkelig høy dose. Ideelt sett burde en ha turbulent stempelstrømning i de fleste aggregater, men en 100 % stempelstrømning er svært vanskelig å oppnå. Slik aggregatene normalt er utformet har en gjerne innløp og eventuelt utløp fra aggregatene med turbulente soner som skal bidra til at en unngår kortslutningsstrømmer.

Strømningsforholdene kan variere med varierende vannproduksjon, og selv om en har en gunstig strømning ved maksimal produksjon behøver en ikke ha like gunstige strømningsforhold ved lav produksjon. Slik valideringen av aggregatene er gjennomført vil dette bli tatt hensyn til, og kan være en del av forklaringen på at beregnet dose for enkelte aggregater ikke er direkte vannmengdeproporsjonal.

Ved installasjon av aggregatene er det viktig at disse monteres i henhold til spesifikasjonene. I enkelte valideringstester (DVGW) benyttes et 90 graders bend før UV-aggregatet for å skape turbulens og/eller "worst-case"-forhold.

Trykktapet i aggregatene er gjerne inntil noen titalls cm. Dette utgjør ikke nødvendigvis noe problem, men det er viktig å ta hensyn til dette i en hydraulisk analyse av vannbehandlingsanlegget.

Trykkstøt inn på aggregatene er lite gunstig, og kan i verste fall skade kvartsrørene. Dersom det er fare for trykkstøt, må det avklares med leverandøren i hvilken grad dette kan aksepteres.

9.4. Plasseringsalternativer

Siden så vel partikler som UV-absorberende bestanddeler (NOM, jern, mangan, etc.) interfererer med UV-desinfeksjonen og påvirker denne negativt, anbefales at vannet er behandlet før en UV-desinfeksjon. Dette også fordi en forutgående vannbehandling vil redusere de negative effekter av dårlig råvannskvalitet, klimaforandringer og kvalitetsvariasjoner som følge av forhold i vannkilden (for eksempel vår- og høstsirkulasjoner, vindgenerert vipping av sprangskittet, m.v.). Unntak fra dette kan

være løsmassebrønner med en jevn og god kvalitet og borebrønner med lavt innhold av beleggdannende komponenter.

Det finnes fortsatt en rekke overflatevannverk uten vannbehandling for å fjerne NOM og/eller partikler. Noen av disse har heller ikke buffervolumer i form av klarvannstanker og/eller høydebasseng, men produserer direkte til nett/forbruk.

Nedenfor skal knyttes noen kommentarer til plassering, utforming og seksjonering av UV-anlegg på slike ulike typer vannverk:

- På vannverk som produserer direkte til nett/forbruk, dvs. uten vannbehandling, rentvannstank og/eller høydebasseng nedstrøms UV-anlegget
- På råvann uten behandling, men med klarvannstank og/eller høydebasseng før vannet sendes til nett/forbruk
- På samlestokken fra parallelle linjer i et vannbehandlingsanlegg
- På hver enkelt vannbehandlingslinje, dvs. før disse går sammen til en samlestokk
- Før eller etter rentvannstank
- Før eller etter supplerende desinfeksjonstrinn, for eksempel klor

UV-desinfeksjon av råvann med produksjon direkte på nettet uten buffervolumer. I en slik situasjon må UV-anlegget dimensjoneres på bakgrunn av en godt kartlagt råvannskvalitet med årstidsvariasjoner (minst månedlige prøver over en periode på minst 3 år). Videre har man i en slik situasjon ingen buffervolumer å ta av ved stopp i vannproduksjonen, noe som setter spesielt store krav til driftsstabilitet i UV-anlegget. Eksempelvis vil en feil i strømtilførselen som medfører slukking av UV-lampene gi umiddelbar stopp i vannforsyningen. Dette innebærer at systemer for nødstrømforsyning og UPS blir særlig viktige. Videre bør den valgte seksjoneringen gjenspeile situasjonen og søke å hindre stopp i desinfeksjonen selv om et UV-aggregat må stoppes, eksempelvis ved å installere aggregater med 3x 50 % kapasitet. Drifts- og vedlikeholdsrutinene og reservedelslageret bør også tillegges spesiell vekt i en slik situasjon.

UV-desinfeksjon av råvann med produksjon til klarvannstank og/eller høydebasseng. I en slik situasjon må UV-anlegget dimensjoneres på bakgrunn av en godt kartlagt råvannskvalitet med årstidsvariasjoner (minst månedlige prøver over en periode på minst 3 år).

UV-desinfeksjon av behandlet vann. Med utgangspunkt i et koagulerings- og filtreringsanlegg med flere parallelle linjer som et illustrerende eksempel, finnes flere ulike plasseringsalternativer for et UV-anlegg:

- 1) på utløpsledningen fra hvert filter
- 2) på samlestokken fra hver av filterlinjene (før renvannsbassenget)
- 3) på rørledningen fra separate renvannsbassenger
- 4) på samlestokken fra flere renvannsbassenger

En plassering etter et rentvannsbasseng vil normalt sikre en jevn kvalitet på vannet som skal desinfiseres, og man unngår eller reduserer vannkvalitetsvariasjoner som følge av filtermodning og økt filtreringshastighet eksempelvis som følge av spyling av parallelle filterenheter. Når et rentvannsbasseng også er et fordrøyningsbasseng knyttet til distribusjonsnettet vil imidlertid vannføringen variere i takt med behovet, noe som ikke er gunstig med tanke på styring av UV-anlegget.

Som nevnt over er det svært viktig - også av hensyn til UV-desinfeksjonen - at vannbehandlingen drives **optimalt** for å redusere negative effekter av tidvis høye innhold av restkoagulant, partikler, farge/UV-absorpsjon, etc. Dimensjoneringen bør

imidlertid ta høyde for - og UV-anlegget må være sertifisert/godkjent for - de normale vannkvalitetsvariasjoner som oppstår i forbindelse med filtermodning og økt filtreringshastighet ved tilbakespyling av parallelle filterenheter.

Ved vurdering av plassering bør også andre forhold tillegges vekt:

- Fleksibilitet/uavhengighet i forhold til drift av andre anleggskomponenter og behandlingstrinn
- Vannkvaliteten bør være så god som mulig (innhold av partikler, UV-adsorberende substanser og stoffer som kan felle ut på kvartsrørene bør være så lavt som mulig)
- Variasjoner i vannmengde og vannkvalitet bør minimaliseres, dvs. påvirkningen fra driftsrutinene i enkeltfiltre (filtermodning, økt hastighet, etc.)
- Arealtilgang i eksisterende bygg, også til nødvendig inspeksjon og pass
- Eventuelt kjølebehov under oppstart
- Miljøforhold som fukt, etc.
- Hydrauliske forhold, inklusive trykktap, risiko for trykkvariasjoner/undertrykk og trykkstøt
- Klorering som reserveløsning dersom det skulle oppstå svikt i UV-anlegget
- Elektriske forhold, kurser/spenningsfall, nødstrøm, dyr/gnagere, etc.

UV-desinfeksjon i kombinasjon med andre desinfeksjonsmidler er omtalt i kapittel 6.4.

9.5. Seksjonering og redundans

Det vil normalt være fornuftig å seksjonere UV-anlegget slik at en seksjon kan tas ut av drift, for eksempel i forbindelse med rengjøring, mens den nødvendige UV-dose besørges av den del av anlegget som fortsatt er i drift.

Vanlige seksjoneringer er basert på en inndeling i flere reaktorlinjer der hver linje utgjør en viss andel av det totale kapasitetsbehovet, for eksempel to linjer med 100 % kapasitet hver, tre linjer med 50 % eller fire linjer med 33 % av nødvendig total kapasitet i hver linje..

Det anbefales at dette forholdet ofres spesiell oppmerksomhet. Selv om planleggingen av nye UV-anlegg må ta utgangspunkt i dagens vannkvalitet, er det også viktig å ta hensyn til eventuelle klimaforandringer og en eventuell oppgradering av øvrig vannbehandling.

9.6. Prøvepunkter / -kraner

UV-aggregater skal være utstyr med prøvekranner for uttak av vannprøver for analyse av vannkvalitet og dokumentasjon av desinfeksjonseffektivitet (log-reduksjon), selv om et lavt konsentrasjonsnivå for mikroorganismer gjør det generelt vanskelig å dokumentere "on-line" log-reduksjon på denne måten. Kimtall kan muligens anvendes til dette formålet, og nivået etter UV-desinfeksjon bør ligge nær null kim pr. ml.

9.7. Styring og regulering

Vannstrømmen gjennom et UV-aggregat er en viktig inputparameter for doseberegning og styring av aggregatene i henhold til det godkjente driftsområdet for den aktuelle UV-reaktor. Det må derfor som hovedregel finnes et opplegg for måling av vannføring, fortrinnsvis én vannføringsmåler pr. aggregat. Det sistnevnte er imidlertid ikke et krav, og enkelte anlegg er bygget ut fra en antagelse om jevn fordeling av vannproduksjonen på de ulike aggregatene, noe som i praksis kan være vanskelig å oppnå.

Vi vil i utgangspunktet anbefale at det alltid skal anvendes en egen vannføringsmåler for hvert UV-aggregat. Dersom dette ikke er mulig, må leverandøren dokumentere hvordan

vannføringen skal måles/beregnes med tilstrekkelig grad av sikkerhet. Leverandøren må også kunne fremlegge dokumentasjon/sannsynliggjøre at man har en lik fordeling av vannstrømmen i tilfeller der man bare har én vannmåler på linjer med flere parallelle UV-aggregater.

Kjøling av lampene er viktig for å unngå at disse skades. Kjøling skjer i praksis fra vannet, og det er derfor viktig at lampene ikke står på når det ikke er vannproduksjon siden vannet da i verste fall vil koke.

Enkelte anlegg er utstyrt med effektregulering. Normalt vil en i beste fall ha et reguleringsområde innenfor 60-100 % av maksimal effekt.

Prosedylene ved start og stopp skal ta hensyn til både at det tar noen minutter før lampene er varmet opp og har full effekt, og at det er viktig at en ikke skal produsere vann som har fått for lav UV-dose pga oppstart. I tillegg skal start og stopp av lampene utføres slik at lampene ikke skades. Det vanlige er at det er innebygget i automatikken en startprosedyre med eksempelvis 10 minutters varighet for at lampene skal varmes opp, og en stopp som tar eksempelvis 5 minutter for at lampene skal kjøles ned.

Aggregatene skal være utstyrt med én eller flere UV-sensorer. UV-sensoren bør som før nevnt være plassert i det dårligst bestrålte punktet. Der det er flere sensorer i aggregatet er det den med laveste målte intensitet en skal ta hensyn til. Dette fastsettes under valideringen. Anlegg som anvender en styringsstrategi basert på en empirisk doseberegning (USEPA) der UV-transmisjonen inngår, må selvsagt også være utstyrt med UV-transmisjonsmåler. UV-transmisjonsmålinger kan være nyttige uansett hvilke strategi for dosestyring man har valgt.

Nye UV-anlegg bør ha en egen PLS som er tilknyttet vannverkets hoved-PLS, der sistnevnte kan styre inn- og utkobling av UV-aggregater etter melding fra UV-PLS-en. UV-anlegget må også kunne drives og styres manuelt utenom PLS-en.

9.7.1. Styring av dose ut fra biodosimetrisk testing og validering

Strategier for dosekontroll og styring er omtalt andre steder i rapporten (bl.a. kap. 4.5 og kap. 10). Styringen baseres normalt på følgende prinsipper:

- a. Basert på set-punkter (alarmnivåer) for UV-intensitet, vannføring og eventuelt UV-transmisjon og antall aggregater/lamper i drift
- b. Basert på en empirisk ligning for doseberegning basert på UV-intensitet, vannføring og eventuelt UV-transmisjon og lampestatus.

Kapittel 10 (figur 10.1) viser et eksempel på styring etter set-punkter (dvs. metode a over). For de aggregatene som har en RED-formel inkludert i sertifikatet eller valideringsrapporten (jfr. tilfelle b) over), kan dosen beregnes direkte fra denne formelen også når dosen avviker fra 40 MJ/cm^2 . Det må understrekes at formelen kun er gyldig innenfor det validerte (testede) området for vannproduksjon, UV-transmisjon og avlest UV-intensitet.

9.7.2. Eksempel på implementering av styring; case Kleivdammen

Kleivdammen vannbehandlingsanlegg vil etter ombyggingen i 2008 ha en vannbehandling som består av:

- Trykkfilter (300 μm)
- UV-desinfeksjon (3 stk. Wedeco BX 1800)
- Dosering av natrium hypokloritt
- Dosering av natriumsilikat (vannglass)

Vannproduksjonen er normalt 220-360 m³/h. Typegodkjenningen for aggregatet Wedeco BX 1800 angir maksimale vannføringer og minste akseptable målte UV-intensiteter ved 4 ulike UV-transmisjoner, som vist i tabell 9.1.

Tabell 9.1. *Sertifisert område for maksimal vannproduksjon og minste akseptable UV-intensitet ved ulike UV-transmisjoner for aggregat av type Wedeco BX 1800 (FHI, 2005)*

UV-transmisjon (%) (5 cm)	90	66	45	33
Maksimal vannproduksjon (m ³ /h)	1975	754	442	338
Minste UV-intensitet (W/m ²)	137,5	64,8	43,3	34

Hvert av UV-aggregatene er godkjent for 442 m³/h ved en UV-transmisjon på 45 % (5 cm kyvette) og 338 m³/h ved en UV-transmisjon på 33 %.

Drift av UV-reaktorer marginalt utenfor validert område - Ekstrapoleringer

I forhold til de ovenfor angitt og godkjente driftsforhold har FHI (2007) senere gitt tillatelse til at godkjenningen for Kleivdammen vannbehandlingsanlegg kan utvides marginalt til å omfatte UV-transmisjoner ned til 30 %, og at kapasiteten ved transmisjon 30 % er ekstrapolert til 320 m³/h. Dette vil tilsvare en minste akseptabel UV-intensitet på ca. 33 W/m² basert på en ekstrapolering av kurven som viser sammenhengen mellom vannproduksjon og UV-intensitet for UV-transmisjon på 45 og 34 %. UV-transmisjonen nå er til sammenligning i størrelsesorden 50 % i råvannet til Kleivdammen vannbehandlingsanlegg, noe som i henhold til sertifikatet tilsvarer en maksimal vannproduksjon på ca. 500 m³/h, og dimensjonerende UV-transmisjon er satt til 30 %.

Tilfellet Kleivdammen utgjør et spesielt tilfelle og eksempel der myndighetene har godkjent drift marginalt utenfor valideringsområdet for denne UV-reaktoren (jfr. kap. 10.1). Vi har tatt dette med som et eksempel på beregninger (ekstrapoleringer) foretatt marginalt utenfor det godkjente valideringsområdet, men vil selvsagt anbefale at UV-reaktorer kun anvendes innenfor det godkjente og validerte driftsområdet.

Doseberegning ved godkjent bruk marginalt utenfor valideringsområdet.

I de tilfellene der valideringsrapporten ikke inneholder en empirisk doseberegning, kan man ved bruk av UV-reaktorer **marginalt** utenfor validerte områder for vannføring og UV-intensitet anta at dosen er omvendt proporsjonal med vannproduksjonen når alle andre forhold er konstante.

Det forutsettes derved at de hydrauliske forhold i reaktoren ikke påvirkes av endringen i vannføringen, og at oppholdstidsfordelingen har en tilsvarende form/forløp. Denne forutsetningen gir trolig en feilkilde ved store endringer i vannføringen, og hvor stor feilkilden er vil variere mellom ulike aggregater. For en gitt målt UV-intensitet kan en da ut fra sertifikatet/typegodkjenningen avlese maksimal tillatt vannføring (kapasitet), og deretter beregne dosen ved lavere vannføringer enn den maksimale:

$$Dose = \frac{Q_{40}}{Q} \cdot 40 \quad (9.1)$$

der dosen er angitt i mJ/cm², Q = vannføring, Q₄₀ = vannføringen (kapasiteten) som tilsvarer en dose på 40 mJ/cm²

Imidlertid må det bemerkes at dersom for eksempel dosen = konstant • (1/Q)^{0,4} som i eksempelet hentet fra USEPA (2006) (formel (8) og (9)), vil bruk av formel (9.1) gi en for høy beregnet dose for Q < Q₄₀.

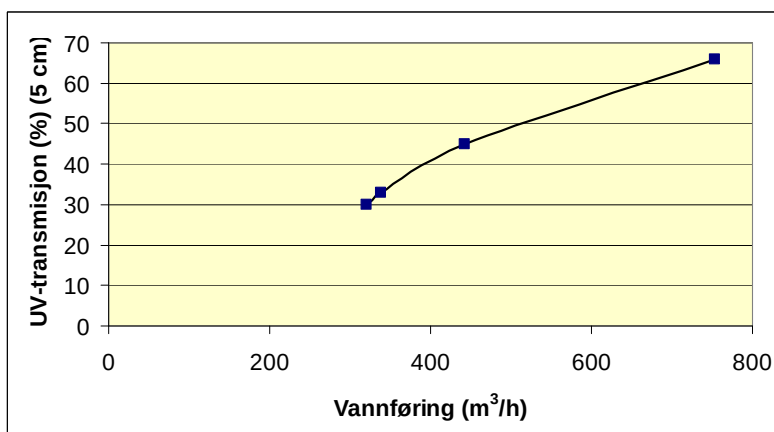
På tilsvarende måte kan man ut fra sertifiseringskurven for en dose på 40 mJ/cm² beregne dosen ved en høyere UV-intensitet enn den akseptable minimumsverdien. Dette forutsetter at forløpet av lysintensitetsfordelingen ikke påvirkes av intensitetsnivået. For vann med lav UV-transmisjon, vil vannet nær lampen få en høyere dose enn vann nær UV-sensoren, og forskjellen øker ved synkende UV-transmisjon – gitt samme registrerte intensitet i sensoren. Dette medfører en viss underestimerting av dosen når formelen under benyttes til å beregne effekten av å kompensere for redusert UV-transmisjon ved å øke pådraget.

$$Dose = \frac{I}{I_{40}} \bullet 40$$

(9.2)

der dosen er angitt i mJ/cm², I = UV-intensitet (W/m²), I₄₀ = UV-intensiteten som tilsvarer en dose på 40 mJ/cm².

Sammenhengen mellom minste akseptable UV-transmisjon og maksimal vannproduksjon ved utløp av lampenes levetid i henhold til sertifikatet er vist i figur 9.1. Det må understrekes at i sertifikatet er det den målte UV-intensiteten som bestemmer kapasiteten til aggregatet. Grunnet forhold knyttet til beleggdannelse og høyere lampeeffektivitet enn ved utløpet av levetiden kan en måle en sammenheng mellom intensitet og transmisjon som avviker fra det som er angitt i sertifikatet. Sammenhengen i figur 9.1 er derfor ikke anvendes for driftsovervåkning. Til dette formålet skal figur 9.2 benyttes.

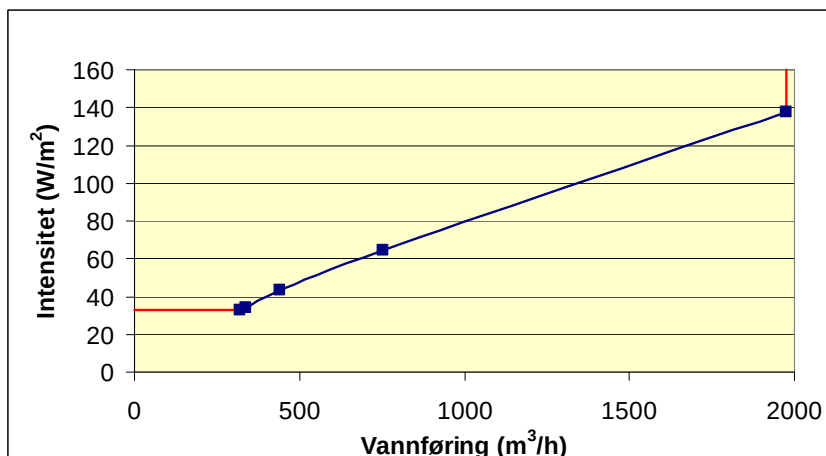


Figur 9.1. Sammenheng mellom maksimal vannføring pr. aggregat og minste akseptable UV-transmisjon når godkjenningen er utvidet til å omfatte UV-transmisjoner ned til 30 %

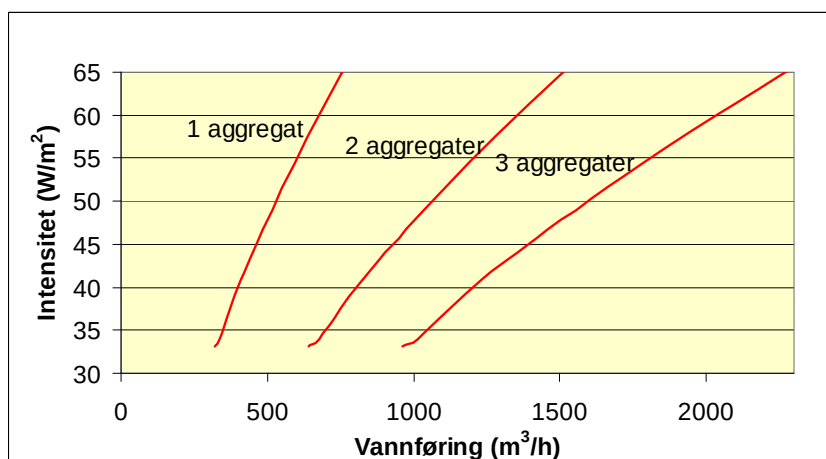
På bakgrunn av informasjonen i sertifikatet/typegodkjenningen som angitt i tabell 9.1, samt at godkjenningen er utvidet til å omfatte UV-transmisjoner ned til 30 %, kan en sette opp en grafisk sammenheng mellom avlest intensitet og maksimal vannføring som vil gi en dose på 40 mJ/cm². En slik sammenheng er vist med blått i figur 9.2, sammen med en rød linje som viser den høyeste tillatte vannføringen gjennom aggregatet og en annen rød linje som viser den laveste akseptable UV-intensiteten som aggregatet er sertifisert for (sertifikatet inkludert utvidelsen).

En skal alltid ha en drift som gjør at en ligger på eller over den blå kurven i figur 9.2. Dersom en har en vannføring og en UV-intensitet som gjør at en ligger på kurven mellom punktene i figur 9.2 har en pr. definisjon en UV-dose på 40 mJ/cm². En skal aldri ha en vannproduksjon over den høyeste som aggregatet er sertifisert for, dvs. 1975 m³/h, eller en UV-intensitet som er lavere enn den laveste anlegget er sertifisert for, dvs. 33 W/m².

I figur 9.3 er det vist kurver som viser hvilke vannproduksjoner som tilsvarer en dose på 40 mJ/cm^2 ved ulike UV-intensiteter ved bruk av henholdsvis 1, 2 eller 3 aggregater ved dette anlegget.



Figur 9.2. Sammenheng mellom maksimal vannføring pr. aggregat og minste akseptable målte UV-intensitet når godkjenningen er utvidet til å omfatte UV-transmisjoner ned til 30 %



Figur 9.3. Vannproduksjon som gir en dose på 40 mJ/cm^2 er avhengig av antall aggregater og minste akseptable målte UV-intensitet (godkjenningen er utvidet til å omfatte UV-transmisjoner ned til 30 %)

Som det fremgår av det overstående, kan en kontrollere at dosen er tilstrekkelig ut fra vannføring og avlest UV-intensitet. Beleggdannelse på sensoren vil gi en lavere avlesning enn den reelle intensiteten, men den eneste konsekvensen dette gir er at den reelle dosen blir høyere enn den målte.

Forslag til beregning og ekstrapolering av UV-doser

Sertifikatene, samt diagrammer som vist i figur 9.2, angir den minste akseptable UV-intensitet for ulike vannføringer for å oppfylle kravet til dose på 40 mJ/cm^2 .

Vannverket ønsker imidlertid ofte å vite hvilken dose man har, i tillegg til at den er $\geq 40 \text{ mJ/cm}^2$, fordi en i perioder med lav vannproduksjon eller høy UV-transmisjon vil ha problemer med å dimme lampene tilstrekkelig til å havne på kurven i figur 9.3.

Sertifikatet for UV-aggregatet Wedeco BX 1800 inkluderer ingen ligning for beregning av dosen (RED). Fra leverandøren er det imidlertid oppgitt at såfremt UV-transmisjonen er konstant og 33 eller 45 % er dosen tilnærmet en lineær funksjon av $1/Q$ (Thorsen,

2008). Ved UV-transmisjoner på 66 og 90 % er dosen i mindre grad en lineær funksjon av $1/Q$. Såfremt UV-transmisjonen er mellom ca. 30 og ca. 50 %, noe som inkluderer de aktuelle vannkvalitetene ved Kleivdammen vannbehandlingsanlegg, kan dosen beregnes i henhold til formel (9.3):

$$Dose = \frac{Q_{40}}{Q} \cdot 40 \quad (9.3)$$

der dosen er angitt i mJ/cm^2 , Q = vannføring, Q_{40} = vannføringen (kapasiteten) som tilsvarer en dose på $40 \text{ mJ}/\text{cm}^2$

Basert på resultatene for maksimal vannføring og minste akseptable UV-intensitet fra tabell 9.1, er det ved regresjonsanalyse funnet at følgende sammenheng mellom vannføring og UV-intensitet gir en dose på $40 \text{ mJ}/\text{cm}^2$:

$$\log(Q_{40}) = 0,571 + \log(I), R^2=0,9996, \quad (9.4)$$

der Q_{40} er vannproduksjon i m^3/h som tilsvarer en dose på $40 \text{ mJ}/\text{cm}^2$ ved UV-intensiteten I (W/m^2) og UV-transmisjon i området 33-90 %. R^2 er regresjonskoeffisienten

Ligningen kan også uttrykkes slik:

$$Q_{40} = 3,72 \cdot (I)^{1,273} \quad (9.5)$$

Bruk av formel (9.5) gir et avvik på ca. 2 % ved beregning av vannproduksjon som gir en dose på $40 \text{ mJ}/\text{cm}^2$ ved UV-intensitet på 34 og $43,3 \text{ W}/\text{m}^2$. Dette skyldes at sammenhengen mellom logaritmen til henholdsvis vannproduksjon og UV-intensitet i tabell 9.1 ikke er helt lineær, selv om regresjonskoeffisienten for formel (9.5) tilsier en tilnærmet linearitet. Dette illustrerer at en empirisk tilnærming som vist over må brukes med varsomhet.

Ved å kombinere formlene (9.3) og (9.5) over, samt FHIs utvidete godkjenning, kan dosen beregnes som:

$$Dose (\text{mJ}/\text{cm}^2) = 149 \cdot Q^{-1} \cdot (I)^{1,273} \quad (9.6)$$

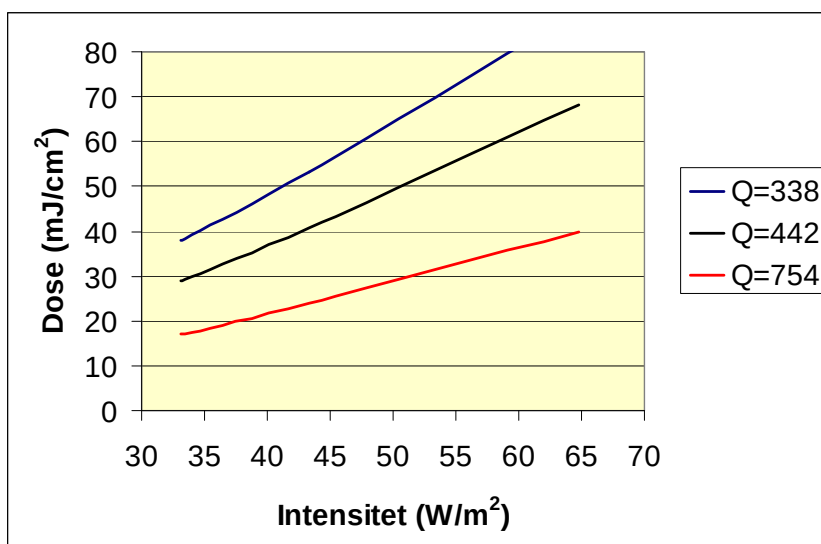
for UV-transmisjoner innen området 30-50 % (ca.)

Formelen (9.6) kan benyttes til å beregne dosen, men det må understrekes at de begrensningene som ligger i sertifikatet er overordnet beregningene og formlene over når det gjelder styring av UV-anlegget. Det må videre understrekes at slike empiriske formler har et begrenset virkeområde. Formel 9.6 er illustrert grafisk i figur 9.4 og 9.5.

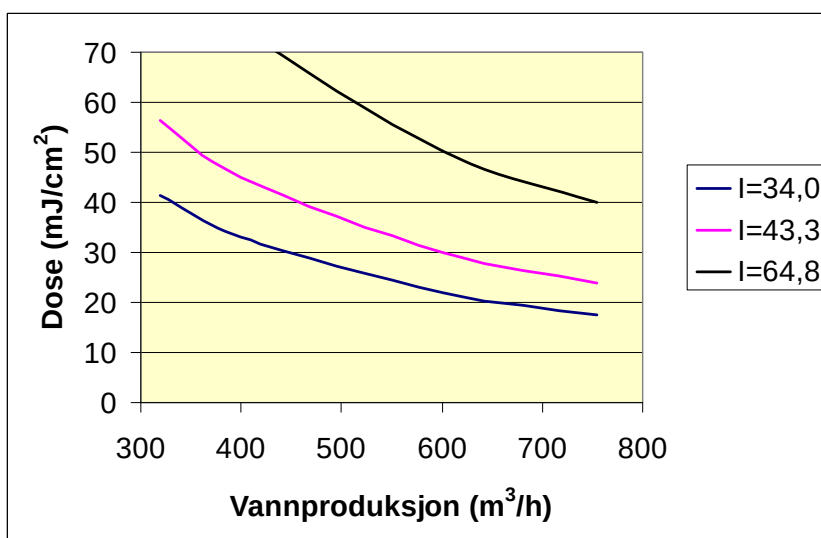
Det må poengteres at case Kleivdammen er et helt spesielt tilfelle der myndighetene har funnet å kunne godkjenne bruk av den aktuelle UV-reaktoren marginalt utenfor dens godkjente drifts- og valideringsområde.

Dette kapitlet angir eksempler på hvordan doseberegninger m.v. kan ekstrapoleres og tilnærmes ved en slik helt **marginal** utvidelse av godkjenningsområdet.

Det er imidlertid vår generelle holdning at en godkjenning ut over det området som UV-reaktorer er validert for, kun bør skje i unntakstilfeller og da etter en grundig vurdering av godkjenningsmyndigheten.



Figur 9.4. Eksempel Kleivdammen: Dose som funksjon av avlest UV-intensitet for ulike vannføringer gjennom aggregatet (i m³/h)



Figur 9.5. Eksempel Kleivdammen: Dose som funksjon av vannføring gjennom aggregatet for ulike avleste UV-intensiteter (i W/m²)

9.7.3. Alarmsystemer og alarmnivåer

Signalene fra de sensorer som er tilknyttet UV-anlegget bør presenteres lokalt på kontrollpanelet/displayet på hver UV-reaktor, samt på skjermen i vannbehandlingsanleggets sentrale driftskontrollsystem (SCADA). Ulike alarmer kan klassifiseres som kritiske alarmer, hovedalarmer eller sidealarmer avhengig av alvorlighetsgrad (Tabell 9.2). Kritiske alarmer vil normalt medføre nedstenging av UV-anlegget eller start av en klordoseringspumpe inntil forholdet er utbedret. Hovedalarmer indikerer at UV-anlegget trenger umiddelbar aksjon, eksempelvis fordi UV-intensiteten har sunket under validert set-punkt. En underordnet alarm indikerer normalt at UV-reaktoren fortsatt opererer innenfor validert område, men at den trenger oppmerksomhet/ettersyn, eksempelvis fordi en eller flere sentrale måleparametre nærmer seg verdien for set-punktet.

Tabell 9.2 Typiske alarmer i UV-anlegg¹ (USEPA 2006)

Sensor	Alarmtype/-nivå	Hensikt/Beskrivelse
Lampealder	Underordnet alarm	Registrering av driftstid/oppnådd levetid (timeteller)
Kalibreringssjekk for UV-sensor	Underordnet alarm	Sensor trenger kalibreringssjekk
For lav UV-dose	Hovedalarm	UV-dosen er lavere enn kravet
For lav UV-intensitet	Hovedalarm	UV-intensiteten underskrider validert/godkjent område
For lav UV-transmisjon	Hovedalarm	UV-transmisjonen underskrider validert område
For høy vannføring	Hovedalarm ²	Vannføringen overskrider validert område
Feil i viskerfunksjon	Hovedalarm	Viskerfunksjonen har sviktet
Feil i strømforsyning/ballaster	Hovedalarm	Feil i enkeltlampe/-ballast ³
	Kritisk alarm	Feil i flere lamper/ballaster
Lavt vannivå	Kritisk alarm	Redusert vannstand i UV-reaktoren og økt fare for overoppheting
Høy temperatur	Kritisk alarm	Temperaturnivået i UV-reaktor eller ballast overskrider set-verdien

¹ Alarmforhold og grad av alvorlighet kan variere avhengig av type UV-reaktor, produsent, valideringsforhold, styring-/kontrollstrategi for UV-dose, osv.

² Basert på signal fra flowmåler eller beregninger basert på total vannstrøm dividert med antall UV-reaktorer i drift

³ Avklar med UV-produsent/leverandør hvorvidt en lampe/ballastfeil kan indikere brekkasje av lampe/kvartsrør, noe som bør klassifiseres som en kritisk alarm

Oppsummerende stikkord

- **Lavtrykksaggregater krever større plass, men bruker mindre energi enn mellomtrykksaggregater. Sistnevnte er mindre følsomme for lave vanntemperaturer (< 5 °C)**
- **UV-anlegg må designes med en viss redundans, slik at en beholder nødvendig kapasitet også under perioder med vedlikehold av aggregater. Eksempler på seksjonering kan være 3 aggregater á 50 % kapasitet eller 4 aggregater á 33 % av total kapasitet**
- **UV-anlegg plasseres ofte etter vannbehandlingstrinn som fjerner partikler og UV-absorberende stoffer**
- **Trykktapet er gjerne noen titalls cm**
- **UV-dosen styres ut fra UV-intensitet, vannføring og eventuelt UV-transmisjon**
- **Typiske overordnede alarmer i et UV-anlegg kan være: 1) for lav UV-dose, 2) for lav UV-intensitet, 3) for lav UV-transmisjon, 4) for høy vannføring, 5) feil i viskerfunksjon, 6) feil i strømforsyning/ballaster, 7) lavt vannivå, og 8) høy temperatur**

10. Drift og vedlikehold av UV-anlegg

- *Hva er typiske arbeidsoppgaver ved drift og vedlikehold av UV-anlegg?*
- *Hvordan skjer styring/driftskontroll basert på set-punkter eller doseberegning?*
- *Hva med drift utenfor validert/godkjent område?*
- *Hvilke krav må man stille til strømforsyning og back-up-systemer?*
- *Hvilke levetider kan en forvente for lamper og andre komponenter?*
- *Hvordan kontrolleres og kalibreres sensorene, og hvem har lov til å gjøre dette?*
- *Hvilke frekvenser anbefales for tilsyn og kontroll?*
- *Hvilke reservedeler bør man ha på lager?*
- *Hva med arbeidsmiljø og sikkerhet (HMS)?*
- *Hvordan dokumentere UV-dose og barrierestabilitet?*

10.1. Validert/godkjent driftsområde

Den biosimetriske godkjenningen/sertifikatet for et aktuelt UV-aggregat gjelder innenfor strengt definerte grenser for vannføring og UV-intensitet der kravet til UV-dose (40 mJ/cm^2) er oppfylt.

ÖNORM og DVGW beskriver dosestyring basert på set-punkter for UV-intensitet og vannføring for å sikre oppfyllelse av kravet om en dose på minst 40 mJ/cm^2 .

I noen tilfeller spesifiseres også en maksimal UV-dose fra byggherre/rådgiver for å redusere energiforbruk og driftskostnader, og/eller redusere potensielle ulemper/biprodukter som følge av UV-desinfeksjon med høye doser.

For å kunne angi dosenivået mer eksakt og også ha mulighet for å begrense dosen oppad kreves imidlertid en styringsprosedyre basert på doseberegning, som normalt vil være fundert også på data/måling av vannets UV-transmisjon. USEPA skisserer prosedyrer for dosestyring etter så vel set-punkts- (vannføring, UV-intensitet) som dose-beregning.

De enkelte valideringsrapportene angir ofte, men ikke alltid, empiriske ligninger for UV-dose basert på vannføring, UV-intensitet og UV-transmisjon. Dette bør etter vår mening settes som et absolutt krav at slike doseberegningsslikninger alltid skal være en del av valideringsrapporten, og at selve ligningen ikke bare bør angis i valideringsrapporten, men også gjøres åpent tilgjengelige for vannverkseiere og brukere. Dette vil innebære en endring av dagens praksis for enkelte produsenter/leverandører og valideringsinstanser.

Et vesentlig element i enhver driftssituasjon blir da å sikre at man oppfyller dosekravet ved å kontrollere at man til enhver tid befinner seg innenfor de angitte grensene for vannføring, UV-intensitet og eventuelt UV-transmisjon.

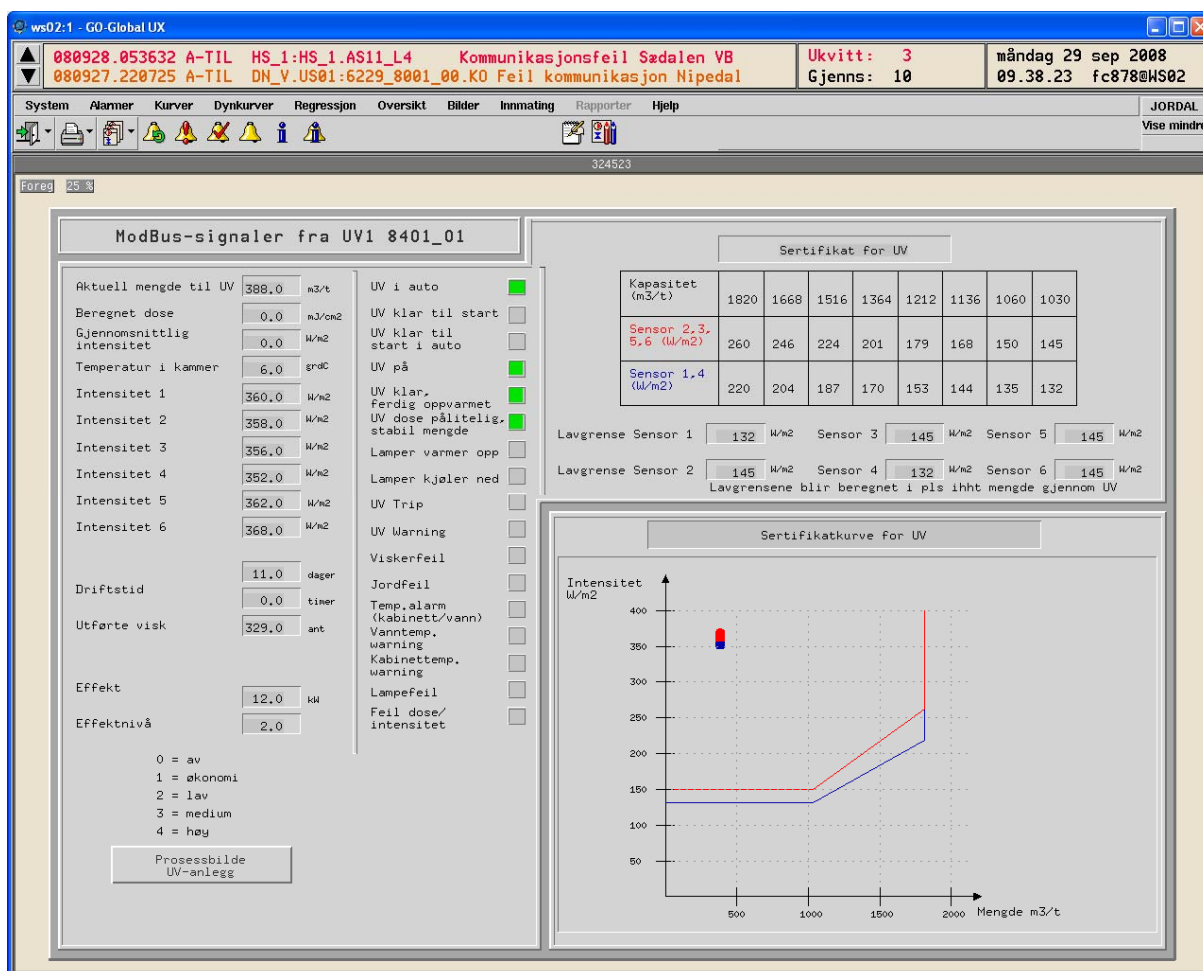
Med en kontrollstrategi basert på set-punkter (alarmer) slik som illustrert i eksemplet i figur 10.1 innebærer dette konkret at man må overvåke UV-intensitet og vannføring og operere med et "driftspunkt" som til enhver tid befinner seg over valideringskurven som definerer det godkjente driftsområdet. De aktuelle intensitetsverdiene for hver sensor plottes i skjermbildet for sertifikatkurven for hvert UV-aggregat slik som vist i figuren. Alarmgrensene for den enkelte UV-sensor beregnes som en funksjon av vannmengden.

For å oppfylle dosekravet til enhver tid, vil drift og vedlikehold av UV-anlegg også omfatte følgende aktiviteter (figur 10.2):

- Kontroll og skifte av UV-lamper

- Fjerning av belegg på kvartsglass og UV-sensor
- Kontroll av UV-sensor og UV-transmisjonsmåler mot referansesensorer

Noe av belegget som dannes på kvartsglass og sensorer kan fjernes ved bruk av automatiske viskersystemer (som også kan omfatte sensorvinduet). Bergen Vann (Seim 2008) har erfart at belegg på kvartsglass må fjernes så godt det lar seg gjøre ved syrevask av UV-aggregatet (typisk ca hver 14 dag). Det dannes likevel etter hvert et belegg som ikke viskere eller ordinær syrevask fjerner. Da må kvartsglassene tas ut minst én gang pr. år og syrevaskes manuelt. Etter 4 – 5 år må en regne med å skifte kvartsglassene.



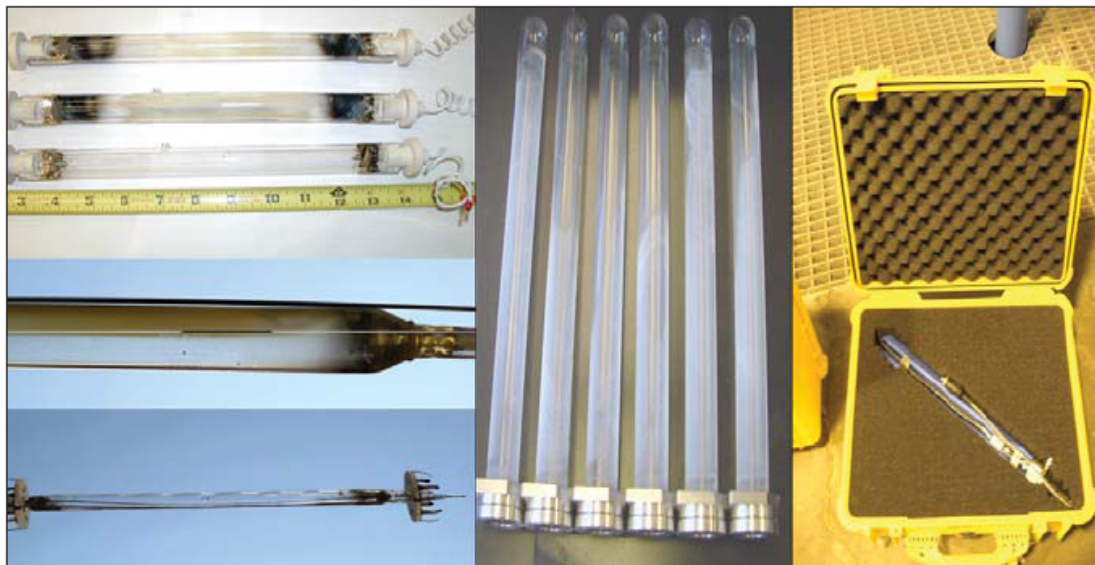
Figur 10.1. Skjerm bilde som viser et eksempel på "driftspunkt" i forhold til området for godkjent drift, definert av kurver som viser sammenhengen mellom UV-intensitet og vannføring for en doseleveranse på minst 40 mJ/cm² (Seim, 2008)

Dosekontroll, set-punkter og doseberegningsverktøy

Uten tilgjengelige og validerte doseberegningssligninger, vil brukerne selv i mange tilfeller utvikle sine egne ligningsverktøy. Disse tar ofte utgangspunkt i kurven for en validert dose på 40 mJ/cm², og man kan derfra utvikle nye kurver for andre doser, andre vannføringer og andre intensiteter/transmisjoner. I noen tilfeller har FHI også godkjent drift like utenfor godkjent valideringsområde, for eksempel for UV-transmisjoner nær 30 %.

Ved utvikling av slike doseberegningsverktøy og for sammenligning av kapasitet og data for ulike UV-reaktorer bør man imidlertid ta hensyn til følgende forhold:

- Ved konstant UV-intensitet vil sammenhengen mellom RED og vannføring ikke nødvendigvis være lineær, men avhengig av reaktorutforming og vannets UV-transmisjon
- Ved konstant vannføring vil sammenhengen mellom RED og UV-intensitet ikke nødvendigvis være lineær, men avhengig av reaktorutforming og vannets UV-transmisjon
- For én og samme reaktor kan de overnevnte sammenhenger være lineære i visse deler og ikke-lineære innen andre deler av valideringsområdet
- For én og samme reaktor kan RED ved en vannstrøm A og korresponderende UV-intensitet X være høyere ved valideringens L-test (lav absorbans og lav lampeeffekt) enn ved H-testen (høy absorbans og høy (100 %) lampeeffekt) og vice versa ved flow B og korresponderende UV-intensitet Y.
- For drivere av UV-anlegg på vannverk er det et krav at driften er enkel, sikker og kostnadseffektiv. Det valgte 70 %-konseptet for alders- og beleggfaktor ($AF = 0.7$) ved valg av set-punkt tar disse forhold i betraktning. Ved bruk av mellomtrykksreaktorer bør lampeeffekten være regulerbar for bedre å kunne tilpasse intensiteten til vannføringen. Dette gjør at man kan unngå overdosering, og muliggjør energisparing og reduserte driftskostnader.



Figur 10.2 Skifte av UV-lamper (venstre del av figuren), beleggkontroll på kvartsrør og UV-sensor (midten) og kontroll av UV-sensor og UV-transmisjonsmåler mot referansesensor (høyre). (Wright et al, 2006).

10.2. Drift utenfor validert område

Drift av UV-aggregater utenfor validert område bør generelt unngås, og man bør legge vekt på valg av UV-reaktorer med tilstrekkelig validert kapasitet til å dekke også worst-case situasjoner.

Myndighetene kan imidlertid gi tillatelse til at man i særskilte tilfeller kan drive UV-anlegg utenfor valideringsområdet (jfr. kap. 9.7.2, case Kleivdammen). Dette dreier seg om godt begrunnede situasjoner og tilfeller der man befinner seg svært nær grensene for valideringsområdet.

I tillegg til at myndighetene unntaksvis kan tillate drift utenfor UV-reaktorens valideringsområde, er det også andre forhold som man ikke alltid har kontroll over som kan medføre at dette skjer fra tid til annen. Dette kan for eksempel dreie seg om

ekstreme nedbørepisoder, ras i vannkilde eller tilførselstunnel, og/eller helt spesielle situasjoner i vannkilden (jfr. fig. 8.2) som kan gi dramatiske utslag på vannkvaliteten (UV-transmisjonen). Uten adekvat vannbehandling i forkant, vil slike episoder kunne medføre at man ikke lenger ligger innenfor valideringsområdet for UV-anlegget.

For å sikre kvalitet og leveranse også under slike ekstraordinære forhold, kan flere ulike tiltak være aktuelle:

- Reduksjon av vannføringen gjennom UV-anlegget ut over den nedre grensen for valideringsområdet
- Bruk av UV-aggregater som er ment å stå i reserve
- Innsetting av nye UV-aggregater
- Sette inn en reservedesinfeksjon (klordioksid, klor, etc.)
- Temporær nedstengning av UV-anlegget (dette anses lite realistisk ut over en begrenset tidsperiode der man kan levere UV-desinfisert vann fra høydebasseng og andre reservoarer)

10.3. Levetid for sentrale komponenter

Forventet og garantert levetid på sentrale komponenter i UV-anlegg er angitt nedenfor (Tabell 10.1). Bruk av effektregulering kan gi økt levetid på lampene, og designlevetiden på MP-lamper med trinnløs regulering er i dag 10 000 timer (Kristensen 2008).

Skifte av lamper skjer ved endt levetid på lampen (oppgitt i godkjenningssertifikatet), og timeteller er derfor nødvendig (Lund 2008). Det kan også være nødvendig å bytte en lampe før dette, dersom PLS-en melder at minimumsintensiteten ikke lenger kan opprettholdes.

Erfaringer viser at komponenter som eksempelvis enkeltlamper og ballaster kan svikte lenge før de angitte levetider. Ved Stockholm Vatten har man erfart plutselige havarier av ca. 2 % av installerte LPHO-lamper og ballaster etter en driftstid på bare 1-12 måneder (Eriksson 2008).

Tabell 10.1 Forventet og garantert levetid på sentrale komponenter i UV-anlegg (USEPA 2006).

Komponent	Design levetid ¹	Garantert levetid ²
Lavtrykkslamper (LP og LPHO)	12 000 timer	8 000-12 000 timer
Mellomtrykkslamper (MP)	8 000 timer	4 000 – 8 000 timer
Kvartsrør (sleeves)	8 - 10 år	1 - 3 år
UV-sensorer (duty og referanse)	3 - 10 år	1 år
Transmisjonsmålere	3 - 5 år	1 år
Vaskesystemer	3 - 5 år	1 - 3 år
Ballaster	10 - 15 år	1 - 5 år
¹ Forventet levetid		
² Tar hensyn til normale variasjoner i materialkvalitet, produksjons- og driftsforhold		

10.4. Aldring, kontroll og utskifting av UV-lamper

UV lamper degraderes med driftstiden, noe som medfører at UV-intensiteten og derved også UV-dosen avtar med tiden. Aldringen og den tilhørende intensitetsreduksjonen skjer i alle bølgelengdeområder og både for LP- og MP-lamper. Aldringen påvirkes foruten av driftstiden, også av antallet av/på sykluser, energitilførselen (Watt/cm), vann-temperaturen og varmeoverføringen fra lampene. Nylige forsøk har påvist at aldringen for lavtrykks- og mellomtrykkslamper ikke er uniform og at den varierer sterkt fra lampe til lampe.

Elektrodemateriale i mellomtrykkslamper kan fordampe og så kondensere dersom lampenes avkjøling under drift ikke er tilstrekkelig god. Dannelse av belegg på inn- og utsiden av lampene vil absorbere UV-lys og medføre at lampene eldes/må skiftes ut før tiden. Produsentene av UV lamper har muligheter for å redusere omfanget av slike uheldige effekter, for eksempel ved forvarming av elektroden, høyere innhold av inert argongass, etc.

Det finnes uoriginale UV-lamper på markedet. Disse er som regel betydelig billigere enn originallampene, selv om prisnivået på UV-lamper har blitt betydelig redusert de siste 5 år.

ÖNORM gir adgang til bruk av UV-lamper med tilsvarende kvalitet som de som ble brukt under valideringen. For DVGW-sertifiserte UV-aggregater kan bruk av uoriginale lamper/erstatningslamper medføre krav om revalidering dersom følgende ikke er oppfylt: Aktuell lampe skal sendes til sertifiseringsmyndighet fulgt av nødvendig teknisk dokumentasjon. Dersom erstatningslampen blir godkjent blir det utstedt et appendix til sertifikatet. Tilsvarende gjelder for kvartsrør, UV-sensor og sensorhus (Kristensen 2008). I Norge krever FHI innsending av tilsvarende dokumentasjon som for originallampene, og man foretar på grunnlag av dette en vurdering av hvorvidt de uoriginale lampene kan benyttes uten at forutsetningene for typegodkjenningen brytes. Det finnes imidlertid intet forbud mot bruk av uoriginale lamper, så kjøper bør sjekke hvorvidt slik vurdering er foretatt av FHI. Det er imidlertid kun den originale lampen som er nevnt i typegodkjenningen (Lund 2008).

UV-produsenter/leverandører hevder at uoriginale komponenter vanskeliggjør eller umuliggjør en oppdatert og god servicefunksjon overfor vannverkene, og har påpekt – med støtte i brev fra bl.a. DVGW – at valideringen/sertifiseringen anses ikke lenger kan anses gyldig dersom de originale UV-lamper skiftes ut med uoriginale. Videre kan leverandørene vanskelig gi garantier for at reaktoren gir tilstrekkelig dose dersom det anvendes uoriginale komponenter som lamper, kvartsglass, UV-sensorer, ballaster og styringselektronikk (Johannesen, 2008). Samvirket/tilpasningen mellom lamper og ballaster er også et viktig forhold, og det er rapportert om tilfeller der ballaster har blitt ødelagt etter bruk av uoriginale lamper (Krog Andvik, 2008).

Vi forstår leverandørenes innvendinger, men det er likevel vår holdning at uoriginale UV-lamper bør kunne tillates brukt så fremt disse holder avtalte spesifikasjoner (for eksempel minst like god UV-C karakteristikk og av tilsvarende kvalitet som UV-lampen brukt under valideringen) og at de er godkjent av FHI uten krav om revalidering. Vi innser at kontrollfunksjonen og ansvarsfordelingen her kan være en utfordring. Jfr. også kap. 13.

10.5. Sensorkontroll og kalibreringsrutiner

UV-sensorer. Intensiteten på UV-lyset er ikke homogen, men vil variere inne i et UV-aggregat. Videre er UV-sensorer relativt grove, masseproduserte instrumenter som kan være plassert i ulike avstander fra UV-lampene. De vil også kunne ha ulik påvirkning fra nærliggende lamper, noe som bl.a. avhenger av målefeltvinkelen. Det er derfor normalt at sensorer som er plassert på ulike steder i reaktoren ikke viser eksakt samme verdi.

Men UV-sensorer er også utsatt for beleggdannelse, drift, aldring, etc. og må derfor jevnlig kontrolleres og kalibreres mot en referansesensor. Belegg kan oppstå på sensorvinduet slik som på kvartsrøret som omgir selve UV-lampen, og belegget bør fjernes for å sikre riktig signal (målt UV-intensitet). Selv om det finnes UV-reaktorer med spesielle viskeanordninger ("lapper") for fjerning av belegg også på sensorvinduer, vil normalt kjemisk vask være løsningen dersom sensoren er utsatt for beleggdannelse.

Det er et krav til validerte UV-aggregater at UV-sensoren skal være standardisert, kalibrert og utskiftbar (ÖNORM M5873) slik at den lett erstattes av en ny sensor, eller jevnlig skiftes ut med en referansesensor for kontroll. USEPA anbefaler at UV-sensorer kontrolleres mot en referansesensor minst én gang pr. måned.

Slike referansesensorer bør kalibreres årlig av en kvalifisert instans/laboratorium, og bør være av samme type/ha samme konstruksjon som on-line sensoren (duty-sensoren) som skal kontrolleres. Det er viktig at det finnes dokumentasjon på disse forholdene.

En UV-sensor anses tilfredsstillende kalibrert dersom den angir en intensitetsverdi som maksimalt er 20 % høyere enn referansesensoren (USEPA 2006):

$$I_{\text{duty}}/I_{\text{ref}} < 1.2$$

Cotton and Malley (2008) anbefaler at sensorer kontrolleres månedlig etter følgende prosedyre:

1. Mål UV-intensiteten (I_{duty}) med den aktuelle sensoren ("duty"-sensoren)
2. Skift ut "duty"-sensoren med referansesensoren
3. Mål intensiteten (I_{ref}) med referansesensoren
4. Sjekk hvorvidt duty-sensoren er tilfredsstillende kalibrert, dvs. $I_{\text{duty}}/I_{\text{ref}} \leq 1.2$

Ut fra dette kan altså en UV-reaktor fortsatt holdes i drift dersom UV-sensoren viser en lavere verdi enn referansesensoren, noe som vil resultere i at dosen underestimeres. Dette vil imidlertid resultere i uøkonomisk drift siden lampeeffekten må justeres opp, og/eller vannføringen justeres ned, for å opprettholde dosekravet.

Dersom duty-sensoren viser mer enn 20 % høyere intensitetsverdi enn referansesensoren, bør UV-sensoren så snart som mulig erstattes med en ny, kalibrert sensor.

Dersom sensorutskifting av en eller annen grunn ikke er mulig, kan man i en begrenset tidsperiode tillate at man legger inn en korreksjonsfaktor på signalet fra den gamle UV-sensoren. Korreksjonsfaktoren (KF) kan beregnes som kalibreringsforholdet minus det tillatte 20 % avvik:

$$KF = (I_{\text{duty}}/I_{\text{ref}}) - 0.2$$

Driftskontrollsystemet må så korrigere setpunktet for UV-intensitet (evt. beregnet UV-dose) med denne korreksjonsfaktoren. Dersom flere sensorer i samme aggregat ikke oppfyller kalibreringskravet, skal korreksjonsfaktoren med høyest beregnet verdi anvendes.

Så snart en ny sensor er på plass, kan korreksjonsfaktoren fjernes og de opprinnelige set-punkter og dosekrav reetableres.

Korrigerings som nevnt over er ikke energiøkonomisk, men vil kunne tillate drift av den berørte UV-reaktoren inntil en ny UV-sensor er på plass.

Noen UV-anlegg rapporterer om relativt store avvik i måleverdi mellom UV-sensorer i samme aggregat og har derfor satt i gang med logging av intensiteten fra hver sensor. Siden sensoren som viser lavest intensitet bestemmer energitilførselen/effektpådraget på lampene. Slik sensorovervåking kan derfor være et virkemiddel for å kunne iverksette rengjørings- eller feilsøkingstiltak så tidlig som mulig og for å spare energi (Roaldseth 2008).

Det synes i dag å være et problem at mange anlegg ikke er utstyrt med egen referanse-sensor/referanseinstrument. Derfor vil slike kontroll- og referansemålinger ofte bare bli foretatt i forbindelse med en årlig service. Dette er etter vår oppfatning ikke holdbart.

Enkelte synes på den annen side at kontroll én gang i måneden er for ofte, og som et eksempel henviser Stockholm Vatten til at deres 12 sensorer har vært i drift i 6 år uten å ha vist store avvik (Eriksson 2008).

Vår oppfatning og anbefaling er at man i utgangspunktet legger seg på USEPAs anbefalinger om månedlig kontroll. Deretter kan erfaringene avgjøre hvorvidt man vil legge seg på en lavere kontrollfrekvens.

UV-transmisjonsmålere. Dersom UV-transmisjonen inngår i dosekontrollen (styring etter beregnet UV-dose) er denne en kritisk kontrollparameter for å sikre drift innenfor det godkjente valideringsområdet.

Cotton (2008) anbefaler at UV-transmisjonsmålere kontrolleres ukentlig etter følgende prosedyre:

1. Ta ut en stikkprøve av vannet som går gjennom anleggets on-line UV-transmisjonsmåler
2. Registrer avlesningen fra anleggets on-line UV-transmisjonsmåler ($\%UVT_{1\text{cm, on-line}}$)
3. Foreta en spektrofotometrisk analyse av UV-transmisjonen i stikkprøven ($\%UVT_{1\text{cm, stikkprøve}}$)
4. Sjekk hvorvidt avvikets absoluttverdi er innenfor tillatt grense, dvs. hvorvidt $|\%UVT_{1\text{cm, on-line}} - \%UVT_{1\text{cm, stikkprøve}}| \leq 2 \%$
5. Hvis avviket er innenfor tillatt verdi, er UV-transmisjonsmåleren godt nok kalibrert
6. Hvis avviket overstiger tillatt verdi (dvs $> 2\%$), må UV-transmisjonsmåleren recalibreres eller skiftes ut

Den anbefalte ukentlige kontrollfrekvensen støttes av erfaringer fra Stockholm Vatten der UV-transmisjonsmålere fremstår som arbeidskrevende instrumenter som krever ukentlig kontroll og kalibrering hver annen måned (Eriksson 2008).

10.6. Driftsøkonomi

Som nevnt tidligere vil LP-lamper ha lavere energiforbruk og bedre energiutnyttelse enn MP-lamper. Bruk av systemer for effektregulering vil i betydelig grad kunne redusere energiforbruk og driftskostnader.

Videre har LP-lamper lengre levetid og lavere driftstemperatur, noe som kan redusere eventuelle problemer knyttet til beleggdannelse og rengjøring. MP-anlegg krever på den annen side betydelig mindre plass og langt færre lamper, og kan derfor være lettere å installere på eksisterende anlegg uten store bygningsmessige tilpasninger.

10.7. Anbefalte frekvenser for ettersyn og kontroll

Anbefalinger for ettersyn og kontroll av sentrale komponenter i UV-anlegg er vist nedenfor (tabell 10.2).

Tabell 10.2 Anbefalt ettersyn og kontrollfrekvens av sentrale komponenter i UV-anlegg (USEPA 2006).

Komponent	Frekvens	Arbeid/Aksjoner
Reaktorhus, kvartsrør og viskere	Månedlig	Sjekk for skade/lekkasjer: Skift ut reaktorhus, kvartsrør, viskerforseglinger, m.v. ved observert skade eller lekkasje
UV-lamper	Hver annen måned for MP-lamper Hvert kvartal for LP og LPHO-lamper	Sjekk lampeintensitet: Sjekk at lampen med lavest intensitet er nærmest sensoren ved å skifte ut lampen nærmest sensoren med minst 3 andre lamper (dersom UV-sensoren måler signalet fra mer enn én lampe) Plasser lampen med lavest intensitet nærmest sensoren
Lampeskifte	I henhold til produsentens anbefalinger	Skift UV-lamper: Ved alarm pga for lav intensitet eller dose når dette ikke skyldes andre forhold enn lav lampeeffekt Ved alarm pga reell lampefeil Brukte UV-lamper (m/Hg) må håndteres med forsiktighet og behandles/disponeres som spesialavfall
Bytte av kvartsrør	I henhold til produsentens anbefalinger og egen erfaring	Skift kvartsrør: Hvis skade/sprekker eller irreversibel beleggdannelse har redusert UV-intensiteten/dosen til set-punkt-verdien
Vask/Rengjøringsystem	Månedlig hvis ingen eller kun kjemisk vask Hvert halvår hvis mekanisk eller mekanisk kjemisk vask	Sjekk effektivitet: Registrer UV-intensiteten Ta ut et rør fra hver reaktor for inspeksjon Hvis beleggdannelse kan observeres på dette røret, sjekk alle gjenværende kvartsrør og alle sensorvinduer Foreta manuell vask Registrer UV-intensiteten etter vask og sammenlign verdiene før og etter vask
Drivverk for viskere	Som anbefalt av leverandør	Sjekkes/funksjonstestes: Inspiseres og vedlikeholdes i tråd med produsentens anbefalinger
Kjemisk vaskeløsning	Hvert halvår	Sjekk beholdning og tilstand: Fyll opp beholder ved lavt nivå Tøm tank og lag ny løsning ved misfarging
Referansesensor	Årlig	Kalibrer referansesensoren: Send sensoren til kvalifisert laboratorium
On-line (Duty) UV-sensor	Minst én gang i måneden Når den ikke lar seg kalibrere	Kontroll/Kalibrering: Kalibrer UV-sensoren mot referansesensoren Utskifting/innsending: Dersom UV-sensoren ikke lar seg kalibrere, skiftes den ut eller sendes til kalibrering hos produsent eller kvalifisert laboratorium
Termometer/ vannstandsføler	Som anbefalt av leverandør	Sjekk: Foreta en visuell sjekk av termometer og vannstandsmåler, med utskifting i henhold til produsentens anbefalinger
Ballast-kjølevifte	Som anbefalt av leverandør	Sjekkes: Inspiseres for eventuelle skader og støvansamlinger, med eventuell utskifting av vifte/støvfilter
Elektriske brytere	Årlig	Funksjonssjekk: Testes og vedlikeholdes i tråd med produsentens anbefalinger
UV-transmisjonsmåler	Ukentlig Som anbefalt av leverandør	Kontroll/Kalibrering: Kontroller UV-transmisjonsmåleren mot en spektrofotometrisk målt stikkprøve Rengjøring/sjekk: Rengjøring og utskifting av deler/komponenter i henhold til produsentens anbefalinger

10.8. Reservedeler og lagerhold

Tabell 10.3 angir anbefalinger for reservedeler og lagerhold.

Tabell 10.3 Anbefalinger for reservedeler og lagerhold av sentrale komponenter i UV-anlegg (USEPA 2006).

Komponent	Lagerbeholdning	
	Anbefalt	Minimum
UV-lamper	10 %	2 stk
Kvartsrør	5 %	1 stk
O-ringer	5 %	2 stk
Viskere	5 %	2 stk
Drivverk for viskere	2 %	1 stk
Ballaster	5 %	1 stk
Kjølevifte for ballaster	-	1 stk
UV-sensorer (duty- og referansesensorer)	-	1 stk
Transmisjonsmåler (hvis anvendt for doseberegning)	-	1 stk

10.9. Arbeidsmiljø og sikkerhet (HMS)

Det er flere forhold knyttet til arbeidsmiljø og sikkerhet som man må ta hensyn til ved bruk og drift av UV-anlegg. Riktig bemanning og god opplæring er viktige elementer i en god HMS-strategi. I tillegg må det tas sikkerhetsmessige hensyn for å unngå skader som kan oppstå som følge av:

- Eksponering for UV-lys
- Strøm fra elektriske komponenter
- Kontakt med varme overflater som lamper, ballaster eller annet utstyr
- Knuste lamper og kvartsrør
- Kvikksølv fra knuste lamper

For å unngå eksponering for UV-lys bør UV-aggregatene være forsynt med varselstilt og utstyr som automatisk slukker lampene ved tilgang til reaktoren. Videre bør eventuelle kikkhull være forsynt med UV-filtre. Operatørene bør ha tilgang til UV-resistent ansiktsbeskyttelse ved arbeid på reaktorene.

For å unngå strømskader må man selvsagt følge leverandørens anbefalinger og alle vanlige forholdsregler. Ved vedlikeholdsarbeider på UV-reaktoren bør hovedstrømbryteren først slås av og operatøren deretter vente i minst 5 minutter slik av lampene kjøles ned.

Knuste lamper kan i likhet med knuste kvartsglass gi sår- og kuttskader. I tillegg vil knuste lamper kunne gi skader grunnet kvikksølveksponering. Operatørene bør få opplæring i rutiner for kvikksølvopprensning og kvikksølvhåndtering for å unngå eller helseskader fra inhalering eller absorpsjon av kvikksølv gjennom huden.

10.10. Dokumentasjon av barrierestabilitet

Drikkevannsforskriftens Veileder setter krav til verdiene av barriere-indikatorer for ulike vannbehandlings- og desinfeksjonsmetoder. For turbiditet fra enkeltfiltre i koaguleringsanlegg er indikatorkravet eksempelvis < 0.2 NTU, og for UV-desinfeksjon er indikatorkravet en dose > 40 mJ/cm². Det er imidlertid ikke satt nærmere krav til stabilitet/varighet av disse kravverdiene, noe som vanskeliggjør en effektiv drifts- og kontrollfunksjon.

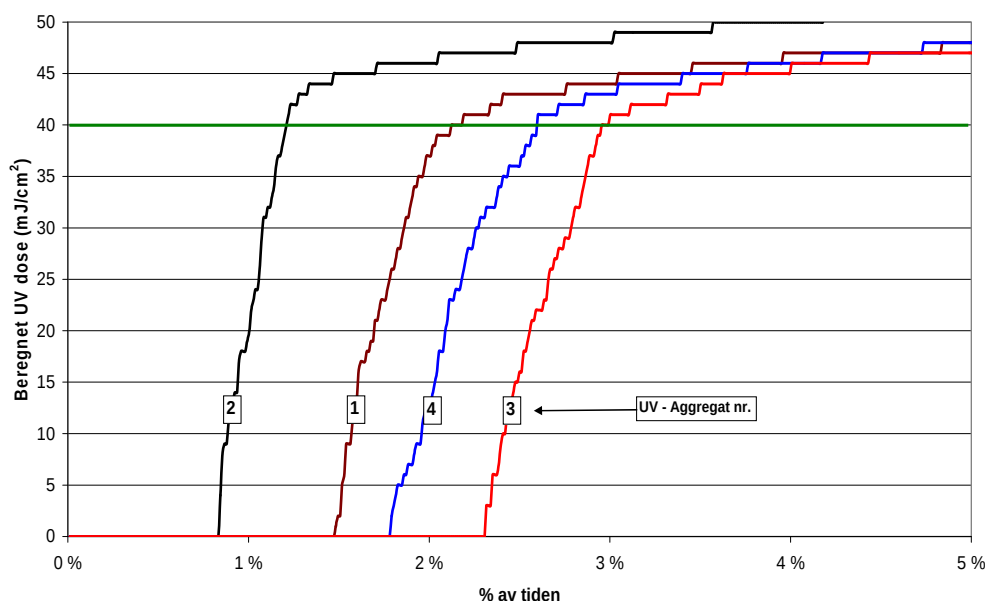
I motsetning til det norske lovverket, stiller det amerikanske lovverket konkrete krav til effektivitet/driftsstabilitet i UV-anlegg. USEPA ber alle anlegg om å tilstrebe design og drift av UV-anlegg som oppfyller kravet til doseleveranse til enhver tid. I praksis er dette ikke mulig, men USEPA har satt som krav at minst 95 % av den vannmengden som leveres hver måned skal være behandlet innenfor valideringsområdet for det anvendte UV-anlegget. Drift utenfor validert område defineres som "off-specification", og er rapporteringspliktig.

Hubel (2007) vurderte effekten av nedetid/drift utenfor godkjent område på den totale log-reduksjonen av patogene mikroorganismer, og viste som et eksempel at uten tiltak som forebygger nedetid eller stanser vannproduksjonen når UV-anlegget ikke fungerer optimalt, vil et anlegg med nedetid 18 h/mnd (2.5 %) ikke kunne oppnå mer enn 1,6 log reduksjon uansett hvor høy netto log reduksjon som oppnås under vanlig drift. Hvis nedetiden er vesentlig, må man derfor bygge inn beredskapstiltak i form av nødstrøm, UPS, klor/klordioksid, etc.

Representanter for det norske Mattilsynet (Walde 2008) har tilkjennegitt et ønske om mer likeartede og adekvate former for rapportering av driftsdata, noe som kan gi grunnlag for en mer målrettet og mer effektiv tilsyns- og kontrollvirksomhet. SINTEF har derfor foreslått at man som del av en risiko- og sårbarhetsanalyse i større grad tar i bruk varighetskurver for å vurdere driftsstabilitet og effektivitet av så vel vannbehandlings- som desinfeksjons-barrierer.

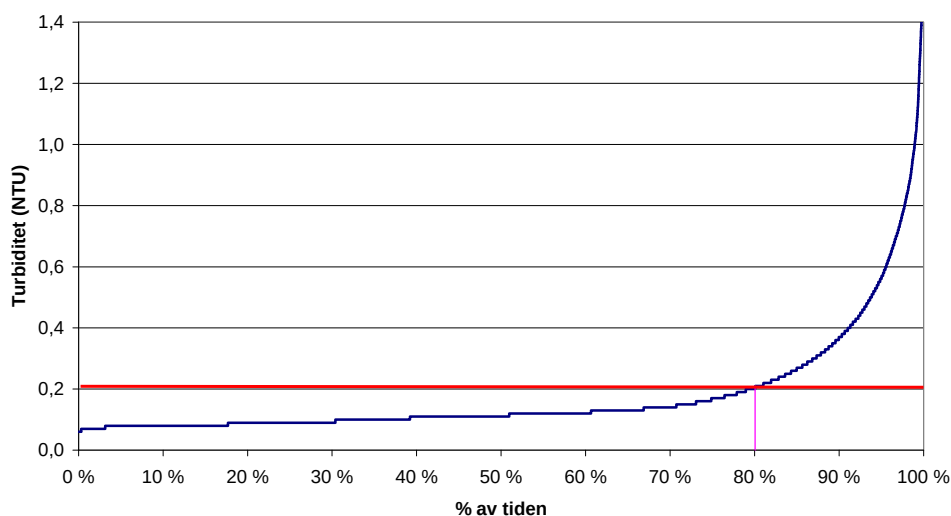
Slike varighetskurver kan være et godt hjelpemiddel for å vurdere driftstilstanden i eksempelvis enkeltfiltre og UV-aggregater og for å kvantifisere sannsynlighet for svikt i barrierene, herunder også samtidig svikt i behandlings- og desinfeksjonsbarrierer.

Figur 10.3 viser i tråd med dette konkrete eksempler på varighetskurver for UV-dose fra ulike UV-aggregater. Figuren viser kun den delen av undersøkelsesperioden (driftsåret, måneden) der dosen er lavere enn 40 mJ/cm², dvs. periodene med svikt i desinfeksjonsbarrieren. Det fremgår av figuren at anleggets fire UV-aggregater ble drevet utenfor området for biodosimetrisk dosering (40 mJ/cm²) mellom 1 % og 3 % av tiden, noe som tilsvarer henholdsvis 14 og 43 minutter pr. døgn.



Figur 10.3. Eksempel på varighetskurver for registrert UV-dose i et driftsår for et UV-anlegg med 4 aggregater

På samme måte viser figur 10.4 et eksempel på en varighetskurve for utløpsturbiditet fra enkeltfilter der man sammenholder måleverdiene med Veilederens indikatorkrav til koaguleringsanlegg (turbiditet < 0.2 NTU). I dette eksempelet overskrides barriereindikatorverdien i nær 20 % av tiden.



Figur 10.4. Eksempel på varighetskurve for utløpsturbiditet som barriereindikator fra et enkeltfilter i et koaguleringsanlegg over en periode på et driftsår.

Slike varighetskurver, som ofte kan genereres ved en relativt enkel programmering av vannbehandlingsanleggets driftskontrollsystem, angir andel av tid eller levert vannvolum i undersøkelsesperioden der barriereindikatorkravene ikke har blitt oppfylt, dvs. der man har svikt i behandlingsbarrieren. Undersøkelsesperioden kan være alt fra dager, uker, måneder til driftsår avhengig av hvorvidt man ønsker å få frem et oversiktsbilde over driftsåret eller worst case-situasjoner som dårligste måned, dårligste uke, etc. Foruten en direkte kvantifisering av sviktforekomst og sviktsannsynlighet, vil slike varighetskurver også gi grunnlag for en vurdering og kvantifisering av sannsynlighet for samtidig svikt i behandlings- og desinfeksjonsbarrierer og grad av uavhengighet i de to typer av barrierer.

10.11. Oppfølging fra leverandører og rådgiver

Leverandørene må sørge for tilstrekkelig teoretisk og praktisk opplæring av alt involvert personell, og det anbefales at driftsoperatørene trekkes aktivt med under innkjøringen av UV-anlegget. Opplæringen bør dekke både normale driftsforhold og mer prekære nødsituasjoner som kan oppstå, foruten sikkerhetsmessige forhold, driftskontroll og instrumentering, overvåking og alarmer, godkjent/validert driftområde/set-punkter, anbefalt respons på ulike driftsmessige forhold, etc.

10.12. Oppsummering / sjekklister

Sjekklistene nedenfor gir oppsummerende anbefalinger med hensyn til: 1) hvilke grunnlagsdata/forhold vannverket selv bør samle inn/kartlegge, 2) vannverkets eller rådgiverens kravspesifikasjoner til leverandøren, og 3) leverandørens informasjon og beskrivelser av tilbudt anlegg og utstyrskomponenter. Anbefalingene er basert på "The Ultraviolet Disinfection Handbook" (Bolton and Cotton 2008).

Sjekklistene søker å fange opp alle aktuelle forhold og blir derfor svært omfattende. I praksis kan omfanget av sjekklistene reduseres ved å ekskludere sjekkpunkter som anses lite relevante ut fra de rådende lokale forhold.

Vannverkets egne grunnlagsdata

- ☐ Kartlegg vannføring/vannbehov med variasjonsområder for å bestemme Q_{DIM}
- ☐ Beskriv eksisterende vannverk/vannbehandlingsanlegg, med flytskjema og vannkvalitetsdata
- ☐ Kartlegg hydraulisk profil gjennom eksisterende anlegg
- ☐ Beskriv plasseringsalternativer for UV-anlegget
- ☐ Plassbehov: Vurder mulig/egnet plassering dersom UV-anlegget tenkes plassert i eksisterende bygg
- ☐ Mål UV-transmisjon over en så lang periode som mulig for det vannet som skal UV-desinfiseres
- ☐ Foreta skanning (ukentlig) av UV-transmisjon i bølgelengdeområdet 200-300 nm over en så lang periode som mulig for det vannet som skal UV-desinfiseres dersom det er aktuelt å bruke MP-lamper
- ☐ Kartlegg spesielt følgende vannkvalitetsparametere, med middelverdier og variasjonsområder:
 - a) Vanntemperatur
 - b) Mulige beleggdannere som kalsium, alkalitet, hardhet, pH, jern, aluminium, mangan, m.v.
 - c) Turbiditet, partikkelinnhold, alger
 - d) TOC
 - e) Kartlegging av parasittinnhold og mikroforurensninger er kostbart og anses normalt ikke påkrevet i denne sammenheng
- ☐ Vurder mulige effekter av klimaforandringer på:
 - a) NOM-innhold og UV-transmisjon
 - b) Behov for større sikkerhetsmarginer, skjerpete krav til overkapasitet, mulige endringer i dosekrav, osv. Angi om anlegget har eller skal ha muligheter for å montere tilleggsaggregater senere
- ☐ Kartlegg kvalitet/stabilitet på lokal strømleveranse via innhentede opplysninger fra den lokale strømleverandøren eller egne målinger på det stedet der UV-anlegget tenkes plassert:
 - a) Strømutfall av kortere og lengre varighet, strømblink, spenningsvariasjoner, m.v.
 - b) Tunge lastkomponenter og kapasitet/kvalitet på internt nett
 - c) Nødstrømskapasitet/UPS både for styringssystemene og for hele strømbehovet/anlegget

Vannverkets / rådgiverens kravspesifikasjoner til UV-leverandøren som denne skal oppfylle og dokumentere

Disse spesifikasjonene bør omfatte/bygge på vannverkets data fra egen kartlegging (se over), inklusive følgende forhold:

- ☐ Vannforsyningssystem: Beskriv eksisterende vannforsyningssystem og vannbehandlingsanlegg, herunder også nødstrømforsyning, driftskontrollsystem, PLS-er, etc. Angi om UV-anlegget ønskes utstyrt med egen PLS eller om UV-styringen skal integreres i vannverkets øvrige PLS-er og styringssystem. Vannverket må angi krav og forhandlingsrom for ulike løsninger.
- ☐ Vannføring: Angi data for vannbehov/vannføringen med minimums-, middel- og maksimumsverdier. (Maksimalverdien er viktig i forhold til valideringsområdet for tilbudte UV-reaktorer, og minimumsverdien er viktig i forhold til mulig overoppheting av MP-reaktorer)
- ☐ Inaktivering og dosekrav: Beskriv gjeldende nasjonale og eventuelle lokale krav/anbefalinger for inaktivering/log-reduksjon og UV-dose (for eksempel $>40 \text{ mJ/cm}^2$) slik at oppfyllelsen av disse kravene kan sammenholdes med/verifiseres av valideringsrapporten/godkjenningssertifikatet
- ☐ Vannkvalitet: Angi som et minimum følgende vannkvalitetsdata med variasjonsområder: Temperatur, pH, turbiditet, UV-transmisjon (ved 254 nm for

- LP/LPHO- og 200-300 nm scan for MP-reaktorer), jern, aluminium (hvis anvendt som koagulant), kalsium, mangan, hardhet, redokspotensial. Sette opp årlige middel-, maks- og minimumsverdier for de siste tre år eller mer
- Beskriv hvordan vannbehov og vannkvalitet forventes å endre seg de nærmeste 10-20 år i henhold til befolkningsprognoser, planer for ny industri, oppgradert vannbehandling, klimaforandringer, etc. Angi om vannverket ønsker utbygging for fremtidig kapasitet umiddelbart eller om det skal settes av plass for en trinnvis utbygging
 - Flow- og UV-T matrise: Angi sammenhørende verdier av Q_{MAX} og $UV-T_{MIN}$ over en periode på minst 3 år. Angi også hvilken kombinasjon av UV-T og vannføring anlegget skal dimensjoneres for, herunder både hva som anses som varig maksimalkombinasjon, men også kombinasjoner med lav UV-T der lavere vannføringskapasitet kan aksepteres. Normalt skal UV-anlegg dimensjoneres for Q_{MAX} og $UV-T_{MIN}$. Men dersom langtidsmålinger av disse parameterne viser at Q_{MAX} og $UV-T_{MIN}$ ikke forekommer samtidig, kan det vurderes hvorvidt dette kan gi grunnlag for et avvik i det normale dimensjoneringskriteriet. Dette må eventuelt beskrives
 - Angi tilgjengelig areal og mulige plasseringsalternativer for UV-anlegg
 - Beskriv kvaliteten på den lokale strømforsyningen på sted(er) der UV-anlegg tenkes plassert
 - Trykkforhold: Angi forventet driftstrykk (med variasjonsområde) for UV-reaktor (og kvartsrør)
 - a) Maksimaltrykk
 - b) Maksimalt tillatt trykktap gjennom UV-reaktoren
 - c) Spesielle trykkforhold som kan oppstå (trykkstøt, undertrykk, luftinnsug, m.v.)
 - d) Eventuelle lokale hydrauliske eller plassmessige begrensninger som kan påvirke krav til rør/oppstrøms- og nedstrøms rettstrekk, lufteventiler, m.v.
 - Størrelse/plassering: Beskriv eventuelle begrensninger med hensyn til tilgjengelig plass, størrelse eller plassering av UV-reaktoren inklusive inn- og utløpsanordninger, måleutstyr, vaskesystemer, kontrollpaneler, m.v.
 - Redundans/seksjonering: Angi eventuelle krav/ønsker vedrørende redundans og seksjonering
 - Kontroll og styring av UV-dose: Angi eventuelle preferanser for styring/kontroll av UV-dose (normalt basert på set-punkter eller doseberegningssligning)

Krav til informasjon og spesifikasjoner fra UV-leverandøren / tilbydereren

- Kompetanse, erfaring og referanser: UV-leverandøren må gi en beskrivelse av egen kompetanse og erfaring med UV, samt tidligere leveranser og referanser
- Anleggsutforming/design:
 - a) Leverandøren må gi en oppsummerende oversikt over alle tilbudte utstyrskomponenter (antall UV-reaktorer, lampetyper, etc) og utstyrsredundanser
 - b) Leverandøren må gi en beskrivelse av – og demonstrere forståelse av – hvilke parametere som er bestemmende for design av de ulike utstyrskomponenter. Alle designparametrene som er inkludert i anbuds/kontraktsdokumenter må være dekket av denne beskrivelsen
- Valideringsrapport: En fullstendig valideringsrapport for den aktuelle UV-reaktor skal fremlegges. Rapporten skal også inneholde en empirisk ligning for doseberegning som funksjon av relevante driftsparametere (vannføring, UV-intensitet, UV-transmisjon, etc)
- UV-reaktordata og spesifikasjoner:
 - a) Leverandøren må beskrive de tilbudte UV-reaktorer, med angivelse av konstruksjonsmaterialet, alle dimensjoner, tilhørende (ekstra) utstyr og reservedelslister, samt en drifts- og vedlikeholdsmanual som angir drifts- og vedlikeholdsrutiner, prosedyrer for start og stopp, sikkerhetsprosedyrer, m.v.
 - b) Leverandøren må angi hvordan de tilbudte UV-reaktorer vil oppfylle vannverkets kravspesifikasjoner. Alle unntak/forbehold må angis og forklares

- Utstyrsspesifikasjoner: Leverandøren må fremlegge dokumentasjon som identifiserer og beskriver alle tilbudte og validerte utstyrskomponenter
- UV-lamper: Leverandøren må fremlegge en detaljert beskrivelse av de tilbudte UV-lampene, herunder også lampedimensjoner, elektriske behov/krav og den andelen av utstrålt effekt som utgjøres av UV-lys med bølgelengde $< 240 \text{ nm}$ (bør være $< 2 \%$).
- Kvartsrør: Leverandøren må fremlegge beregninger som angir det maksimalt tillatte trykket kvartrørene kan utsettes for og den maksimale bøyespenningen som kvartrørene kan utsettes for ved angitt maksimal vannføring. Angi hvorvidt kvartrørene er glødet/herdet for å minimalisere indre spenninger
- UV-sensorer:
 - a) Leverandøren må fremlegge informasjon om de tilbudte UV-sensorer, herunder spektral respons, aksepterte innfallsvinkler, eksterne dimensjoner, arbeidsområde i mW/cm^2 , måleusikkerhet, miljøkrav, linearitet og temperaturstabilitet
 - b) Leverandøren må fremlegge data og beregninger som viser hvordan den tilbudte UV-sensorens totale måleusikkerhet møter kriteriene som er spesifisert for validering og drift, med avvik i forhold til middelerdien fra to eller flere kalibrerte (etter anerkjent standard) referansesensorer på maksimalt 10 % og 20 %, respektive (USEPA 2006)
- UV-transmisjonsmålere: Leverandøren må fremlegge informasjon om de tilbudte vannføringsmålere og eventuelle UV-transmisjonsmålere, inklusive data om måleusikkerheter, anbefalinger for drift og ettersyn, kalibreringsrutiner, m.v. Forskjellen i målt verdi mellom UV-transmisjonsmåleren og et kalibrert spektrofotometer skal ikke overstige 2 % i UV-T (USEPA 2006)
- Instrumentering/kontroll: Leverandøren må som et minimum beskrive og spesifisere følgende signaler, indikasjoner og styringer:
 - a) Vannføring inn på UV-reaktoren
 - b) Lampestatus
 - c) UV-aggregatstatus
 - d) UV-intensitet
 - e) Vaskesyklus og -historikk
 - f) Akkumulert driftstid for enkeltlamper eller lamperader (banks)
 - g) Setpunkt for UV-dose, UV-intensitet og/eller UV-transmisjon (avhengig av valgt strategi for dosestyring)
 - h) Styringsanordning og på/av-indikator for UV-reaktorer og lamper
 - i) Styringsanordning og indikator for automatisk eller manuell drift
 - j) Styringsanordning og indikator for lokal- eller fjernstyring
 - k) Styringsanordning og indikator for lampeeffekt
 - l) Styringsanordning og indikator for visker-/vaskesyklus
 - m) Styringsanordning og indikator for automatisk vask m/set-punkter
- Styring/PLS: Leverandøren må angi hvorvidt UV-anlegget tilbys med egen PLS eller om UV-styringen skal integreres i vannverkets øvrige PLS-er og styringssystem og beskrive dette. Leverandøren må også angi eventuelle restriksjoner på å legge programvare inn i andre styringsutrustninger enn de som leverandøren selv ønsker å levere.
- Dosemålingsstrategi: Leverandøren må beskrive det tilbudte opplegg/strategi for dosemåling og kontroll, herunder manuelle og automatiske kontrollsystemer og en liste over input- og outputsignaler og typer av signaler som er tilgjengelige for fjernmåling og kontroll.
- Vaskesystemer: Leverandøren må gi en beskrivelse av de tilbudte vaskesystemer for kvartrør og UV-sensorvinduer
- Hydrauliske forhold: Leverandøren må beskrive krav til rettstrekk og/eller spesielle hydrauliske forhold oppstrøms eller nedstrøms UV-reaktoren for å sikre oppfyllelse av krav til strømningsbilde og/eller designforhold. Hydrauliske forhold under reaktorvalideringen skal fremgå av den fremlagte valideringsrapporten

- Strømforsyning:
 - a) Leverandøren må angi strøm-/effektbehov for hver UV-reaktor og angi hvilke strømforsyningskomponenter (for eksempel elektrisk kabling, etc) som er inkludert i utstyrstilbudet
 - b) Leverandøren må angi hvilke toleransegrenser det tilbudte utstyret har for strømbrudd/strømblink, spenningsvariasjoner, m.v.
- Økonomiske og ikke-økonomiske faktorer: Leverandøren må gi nødvendig informasjon for å kunne foreta en grundig vurdering av UV-utstyret basert på vannverkets spesifiserte krav og ønsker, herunder forhold som går på energiforbruk, kjemikaliebruk, fremtidige utvidelsesmuligheter, leverandørens egne erfaringer, m.m.
- Beskyttelsestiltak: Leverandøren må beskrive innebygde beskyttelsestiltak for UV-reaktoren og tilhørende utstyr, så som beskyttelse mot høy temperatur, alarmer for viskerfeil og lampefeil. Som et minimum bør alarmer og tiltak beskrives og spesifiseres for følgende forhold:
 - a) Lampe eller ballastfeil
 - b) Lav UV-intensitet eller lav validert UV-dose (avhengig av valgt strategi for dosestyring/kontroll)
 - c) Høy temperatur
 - d) Drift utenfor validert område (mht vannføring, UV-intensitet evt. UV-transmisjon)
 - e) Feil i vaskesystem (pumper, viskere, drivverk, ventiler, m.v.)
 - f) Feil i strømforsyning/strømtilførsel
 - g) Eventuelle andre alarmer
- Utstyrsgarantier: Leverandøren må beskrive de garantier som inngår i tilbudet for UV-reaktorene med alt tilhørende utstyr, inklusive fysisk utstyr, UV-lamper, kvartsrør, alders- og beleggfaktor, m.m.. Eventuelle unntak og forbehold må angis og forklares. Innholdet i en slik garanti kan være basert på skjønnsmessige vurderinger, men vesentlige avvik fra vanlige kommersielle standarder må diskuteres og avklares. Lamper bør garanteres for å yte en spesifisert intensitet under de dimensjonerende driftsforhold med en gitt alders- og beleggfaktor og for et minimum antall driftstimer. For å begrense leverandørens ansvar, kan leverandøren beskrive og foreslå at garantiansvaret gjøres proporsjonalt med driftstiden, eventuelt reforhandles etter et spesifisert antall driftstimer.
- Driftsgarantier: Leverandøren må beskrive hvordan det tilbudte anlegget vil oppfylle de spesifiserte drifts- og ytelseskrav i en nærmere angitt periode. Eventuelle unntak og forbehold må angis og forklares. Følgende ytelseskriterier bør inngå som et minimum:
 - a) Maksimalt trykktap under dimensjonerende forhold/vannføring
 - b) Estimert effektbehov og energiforbruk for hver reaktor under dimensjonerende driftsforhold
 - c) Desinfeksjons-/doseleveransekapasitet for hver UV-reaktor under dimensjonerende forhold
 - d) Sensitivitet av utstyret ovenfor variasjoner i strøm-/spenningsforhold
 - e) UV-sensorenes (referanse- og duty), UV-transmisjonsmålerens (hvis anvendt) og vannmålerens ytelser i forhold til spesifikasjonene
- Dokumentasjon av kontraktsforhold: Etter respektive 1 og 3 års drift skal leverandøren dokumentere at følgende forhold ligger innenfor de tilbudte og kontraktsfestete spesifikasjoner:
 - a) Lampenes levetid og alders- og beleggfaktor
 - b) Anleggets energiforbruk
 - c) Anleggets driftsstabilitet mht ballastkort, styring/overvåking, m.v. innenfor den angitte kvalitet, stabilitet og standard på strømforsyningen
 - d) Effekt/virkning av mekanisk og kjemisk renhold/vask, både mht kjemikalieforbruk, arbeidsmengde og kostnader. Leverandøren må ta ansvaret for at rengjøringsmetodene virker over tid, forutsatt at vannkvaliteten har ligget innenfor de variasjonsområdene som vannverket har oppgitt og at leverandørens anbefalinger og rutiner er fulgt. Følgelig må leverandøren ta ansvaret for

konsekvensene av høyere beleggdannelse enn antatt ved leveransen, dersom dette medfører økte driftskostnader inkl arbeid. Det bør diskuteres nærmere hvorvidt hele ansvaret eller bare deler av dette kan pålegges leverandøren

- e) UV-sensorens pålitelighet og kontrollerfaringer
- f) Anleggets samlede yteevne, stabilitet og driftsøkonomi i forhold til krav og spesifikasjoner
- g) Anleggets yteevne/intensitet/dose ved redusert vannkvalitet med lav UV-transmisjon

Oppsummerende stikkord

- ♣ **De viktigste arbeidsoppgaver ved drift av UV-anlegg er: 1) Kontroll og skifte av UV-lamper, 2) Fjerning av belegg på kvartsglass og UV-sensor, og 3) Kontroll av UV-sensor og UV-transmisjonsmåler mot referansesensorer**
- ♣ **Styring og kontroll av UV-dosen baseres enten på en validert doseberegning, eller på setpunkter og alarmer for UV-intensitet, vannproduksjon og eventuelt UV-transmisjon**
- ♣ **Godkjenningsmyndigheten kan i helt spesielle tilfeller tillate drift marginalt utenfor godkjenningsområdet, eksempelvis ved marginalt lavere UV-transmisjon enn det anlegget er godkjent for**
- ♣ **Ved hendelser som medfører drift utenfor validert område må en søke å oppnå tilfredsstillende desinfeksjonsdose ved å redusere vannmengden, unngå å ta ut aggregater for vedlikehold, m.v.**
- ♣ **Drift av UV-aggregatene er basert på stabil spenning og strømforsyning, og dersom dette ikke kan oppnås må en ha UPS og/eller nødstrøm**
- ♣ **Forventet levetid for UV-lamper er 8000-12000 timer, mens garantert levetid er 4000-12000 timer. Lavtrykkslamper har normalt lengre levetid enn mellomtrykkslamper. Andre komponenter har forventet levetid på 3-15 år**
- ♣ **Typiske frekvenser for kontroll og tilsyn varierer fra månedlig til årlig for de ulike komponentene i UV-anlegget**
- ♣ **Sensorene kontrolleres ved å sammenligne dem med en referansesensor, noe som gjerne kan inngå som del av en serviceavtale. Forslag til kontrollrutiner for UV-sensorer og UV-transmisjonsmålere er angitt**
- ♣ **Følgende reservedeler bør finnes på lager: UV-lamper, kvartsrør, o-ringer, viskere, drivverk for viskere, ballaster, kjølevifte for ballaster, UV-sensorer (duty- og referansesensorer), transmisjonsmåler (hvis anvendt)**
- ♣ **I et UV-anlegg må man være oppmerksom på følgende forhold med tanke på HMS: Eksponering for UV-lys; Strøm fra elektriske komponenter; Kontakt med varme overflater som lamper, ballaster eller annet utstyr; Knuste lamper og kvartsrør; Kvikksølv fra knuste lamper**
- ♣ **Barrierestabiliteten dokumenteres ved å vise at driften til en hver tid er innenfor det validerte området. Varighetskurver kan være et godt verktøy i slik sammenheng**
- ♣ **Det er viktig med god oppfølging fra UV-leverandør og rådgiver**
- ♣ **Det er angitt sjekklister for: 1) Grunnlagsdata som vannverket må fremskaffe, 2) Informasjon og kravspesifikasjoner til leverandøren, og 3) Informasjon og spesifikasjoner fra leverandøren.**
- ♣ **Sjekklistene er ment å dekke de fleste relevante forhold og er derfor omfattende. I hvert konkret tilfelle kan imidlertid listene normalt reduseres betydelig ved å ekskludere forhold som ikke anses å ha lokal relevans**
- ♣ **Det kan være et problem at produsentene av UV-aggregater ønsker at visse opplysninger fra valideringen skal holdes konfidensielle**

11. Erfaringer fra UV-anlegg i drift

💧 *Hvilke erfaringer har man med UV på godt og vondt – i Norge og i andre land?*

Ved planlegging og installasjon av nye anlegg er det viktig å trekke på erfaringer fra UV-anlegg som har vært i drift en stund. Nedenfor skal kort nevnes en del slike erfaringer, bl.a. fra anlegg i Bergen og fra NORVARs prosjektrapporter om erfaringer med klorering UV-bestråling og barrieresvikt av drikkevann (Gøytil og Liane, 2004; Gjerstad 2004). Underdimensjonering, komponentsvikt, lekkasjer, beleggdannelse, strømblink/spenningsvariasjoner og manglende oppfølging fra leverandører synes å være vanlige årsaker til driftsproblemer. UV-anleggene er også følsomme for feil design, dimensjonering eller drift av forutgående vannbehandling.

11.1. Norske erfaringer

Mangelfulle forundersøkelser og dårlige grunnlagsdata, underdimensjonering, komponentsvikt, lekkasjer, beleggdannelse, feil i sensorer, feil i kontrollsystemer og feilaktige doseberegninger, feil i strømforsyning (strømblink/spenningsvariasjoner), manglende vannmålere, manglende avstengningsmuligheter og manglende oppfølging fra leverandører synes å være vanlige årsaker til driftsproblemer. UV-anleggene er også følsomme for feil design, feil dimensjonering eller sub-optimal drift av forutgående vannbehandlingstrinn.

Det finnes også eksempler på UV-anlegg som er betydelig underdimensjonert, til tross for at UV-transmisjonen i vannet er høyere og vannmengden lavere enn den som ble lagt til grunn i dimensjoneringen. Årsaken kan være flere: små økonomiske marginer hos leverandører, mangel på kompetanse hos rådgiver/leverandør/bruker, feil og misforståelser i underlagsmaterialet, m.v. Mange problemer kan også unngås ved å legge arbeid og omtanke i utformingen av kontrakter/avtaler. Det viser seg også at UV-aggregater/linjer ofte er bygget uten separate vannmålere, noe som gjør det vanskelig å styre/beregne/kontrollere UV-dosen når flere parallelle aggregater er i drift samtidig. Det er også rapportert en lang rekke svikt i sentrale komponenter i UV-anlegg, for eksempel:

- Vannlekkasjer i UV-sensorer med påfølgende feilaktig intensitets- og doseangivelse. Kvartsglassene synes ikke å være utført med en tilfredsstillende tetningsanordning ved det høye trykket de ofte kan utsettes for (8-9 bar). Dette kan medføre at sensoren viser for lav intensitet, og dette forholdet kan derved generere mye unødig vask, skifte av lamper før tiden og unødig stans/nedetid for aggregatet.
- Beleggdannelse på UV-sensorvinduer og vanskelig rengjøring/svabring på grunn av uheldig utforming (nedfelling) av vinduet. Gir effekter som nevnt i punktet ovenfor
- Uten en egen vannmåler på hver behandlingslinje/hvert aggregat kan ulikheter i hydrauliske forhold/rørøpplagg/trykktap medføre skjevfordeling i vanntilførsel til hvert UV-aggregat/linje.
- Feil i elektrisk kabling, noe som kan medføre at anslutningene for lampene smelter. Dette kan medføre økt behov for bytte av lamper/rør, og kan - dersom mange lamper svikter - bevirke at hele aggregatet stenges automatisk.
- Spenningsfall kan oppstå som følge av feil og mangler på sentral-, regional- eller lokalnettet, eksempelvis som følge av komponentsvikt, kapasitetsproblemer, lynnedslag, innslag av tunge lastkomponenter som spyle- eller renvannspumper, osv. Det er viktig at det lokale elektriske anlegget/kursen er tilstrekkelig dimensjonert, slik at store spenningsfall som kan medføre stenging av UV-aggregatet, ikke oppstår unødig.
- Strømforsyningen i Norge synes å være preget av relativt mange strømblink/spenningsdip. Det finnes eksempler på UV-anlegg med flere tusen

start/stopp over en 2-årsperiode på grunn av slike forhold (SINTEF Energiforskning, 2007).

- Etter et strømblick eller spenningsfall skal PLS normalt skifte til drift på et stand-by aggregat. Det er rapportert at dette ikke alltid skjer, noe som tilsier svikt i PLS.
- Nødstrømsaggregater er ofte for snaut dimensjonert til å holde UV-anlegg, renvannspumper og andre sentrale anleggskomponenter i drift samtidig.
- Kortslutning/svikt i UV-anlegg på grunn av flom/oversvømmelse har også forekommet, og dette forholdet bør selvsagt også inn som en del av plasseringsvurderingen. Den hygieniske sikkerheten er også normalt svekket i perioder med ekstrem nedbør, slik at behovet for en velfungerende UV-desinfeksjon er stort.
- Det er rapportert om feilleveranse av UV-lamper, og om svikt i det mekaniske viskersystemet, noe som har ødelagt kvartsrørene.
- Undertrykk i aggregatene, med påfølgende overoppheting av UV-lampene, har forekommet.
- Det er rapportert at hyppig start/stopp reduserer lampenes levetid i langt større grad enn leverandøren har angitt.
- Det er rapportert om momentan slukking av UV-lamper som følge av svikt i forutgående vannbehandling, mens vann fortsatt har drenert gjennom UV-aggregatene til rentvannsmagasin.
- Det er også rapportert om spontane problemer med beleggdannelse på kvartsrørene ved overgang fra Al- til Fe-basert koagulering i forutgående vannbehandling.

Beleggdannelse på kvartsrørene vil redusere intensiteten på UV-strålene og redusere UV-dosen. Det er rapportert om tilfeller der restjern fra koaguleringen synes å ha medført beleggdannelse og redusert effekt av UV-desinfeksjonen. Det er også mulig at utfelling av kalkforbindelser kan bidra til beleggdannelsen. Det er derfor viktig at koaguleringen drives optimalt og at konsentrasjonen av restkoagulant minimaliseres. Siden partikler også kan skjerme mikroorganismer via skyggeeffekter og innbaking, er det viktig at filtrene også drives optimalt. Perioder med økt partikkelkonsentrasjon (modning og gjennombrudd) bør minimaliseres/unngås. Nessim and Gehr (2006) dokumenterte i kontinuerlige forsøk i laboratorieskala at jern alene eller i kombinasjon med kalsium hadde stor betydning for beleggdannelsen, og konkluderte at følgende 3 mekanismer synes å være spesielt relevante for beleggdannelsen i UV-anlegg:

1. Utfelling av jernhydroksid
2. Utløsning av kalsium fra Ca/NOM-komplekser og etterfølgende utfelling av Fe/NOM komplekser
3. Utfelling av kalsiumkarbonat

Løseligheten til kalsiumkarbonat synker med økende temperatur, og risikoen for slik utfelling på kvartsglassene øker derfor med økende overflatetemperatur. Dette kan derfor ha betydning for et eventuelt valg mellom lavtrykks- eller mellomtrykkslamper. Man fant også at økt innhold av organisk stoff/NOM ga økt beleggdannelse, mens fosfat reduserte beleggdannelsen. Til tross for betenkeligheter med hensyn til mulig dannelse av kalkbelegg på "varme flater", er det eksempler på at MP-anlegg fungerer godt og uten beleggproblemer for grunnvann med relativt høyt kalkinnhold (40-50 mg Ca/L). Effektive viskersystemer og god sensorpleie synes her å være nøkkelen (Kristensen 2008).

I motsetning til beleggdannelse på kvartsrørene vil beleggdannelse på UV-sensoren gi et feilaktig lavt signal, noe som blant annet medfører høyere energiforbruk og anvendelse av en UV-dose som er høyere enn nødvendig. Figur 11.1 viser hvordan en uheldig utforming (nedfelling) av sensorvinduet kan vanskeliggjøre en effektiv rengjøring med visker eller gummisvaber.



Figur 11.1. Vanskelig fjernbar beleggdannelse på uheldig utformet (nedfelt) sensorvindu (Roaldset. 2008)

Det er også rapportert om belegg/begroing i/etter UV-anlegg som er plassert etter ozonering/biofiltreringsanlegg. Årsakene til dette kan være flere, muligens utfelling eller andre forbindelser som følge av temperaturøkning i UV-reaktoren (biofilter med marmorlag). Den økte begroingen som er rapportert etter UV-anlegget kan skyldes økt vekstpotensial etter UV-eksponeringen. Dette kan også ses i sammenheng med den relativt sett lavere reduksjonen av organisk karbon man oppnår med denne metoden.

Beleggdannelse og svikt pga økt farge er også rapportert fra anlegg med manganfjerning med kaliumpermanganat og filtrering gjennom grønn sand, og skyldtes dels svikt i filterspyling, dels at det ble spylt med partikkel-/slamholdig vann fra nettet, og dels at en overdosering av kaliumpermanganat gir (rød)farge på vannet.

Det er derfor viktig at vannbehandlingen oppstrøms UV-aggregatet drives optimalt. Dette er viktig både av hensyn til desinfeksjonseffekten og av hensynet til beleggdannelse, rengjøringsbehov, driftsavbrudd, driftskostnader, osv.

Det er fra et eldre anlegg (1985) rapportert at trafo i styreskapet utviklet så mye varme at det var behov for å etterinstallere separat avtrekk fra hvert skap.

11.2. Erfaringer fra andre land

Det er rapportert om en rekke data for effekten av UV-desinfeksjon på ulike mikroorganismer, se bl.a. Hijnen et al. (2006). Internasjonal publisering av praktiske erfaringer med UV-anlegg er relativt begrenset. USEPA (2006) har samlet inn noen erfaringer fra oppstart av UV-anlegg:

- Problematisk drift av målere for UV-transmisjon når denne er gjennomgående høy (typisk 75-80 % UVT (5cm))
- Vanskelig vedlikehold av viskersystemer, spesielt ved remontering dersom deler av viskersystemet har blitt demontert
- Unødig lang nedtappingstid på grunn av dårlig kapasitet på dreneringssystemet fra UV-kammeret

Tilsvarende erfaringer med arbeidskrevende og hyppig kontroll/kalibrering av UV-transmisjonsmålere er rapportert fra Sverige (Eriksson 2008). Her har man også erfart at effektregulering av nye lamper fungerer bra, mens lamper nær enden av sin levetid gjerne får en ikke-lineær karakteristikk. Dette kan eksempelvis medføre at UV-intensiteten øker med økende effektpådrag opp til 85 % for deretter å avta ved økende pådrag, noe som skaper problemer for styringssystemet.

Erfaringene er også svært ulike når det gjelder beleggdannelse. Noen anlegg har betydelige beleggproblemer, mens andre anlegg har minimale problemer med belegg. Slike forskjeller vil ofte kunne relateres til ulike vannkvaliteter, ulik grad og type av forutgående vannbehandling og ulike driftsrutiner. Stockholm Vatten har eksempelvis rapportert at man ved demontering av UV-aggregatet etter tre års drift ikke kunne påvise belegg på kvartsrørene, og at man etter sju års drift ennå ikke har rengjort aggregatene. Dette står i skarp kontrast til anlegg i Norge der beleggdannelsen i mange tilfeller er betydelig og der hyppig rengjøring/vask er påkrevet. Det kan legges til at man i Stockholm alltid tømmer UV-aggregatene for vann når de stoppes og ikke skal restartes innen et døgn. Dette for å unngå biologisk vekst på kvartsrørene.

Malley (2008) utførte forsøk (7-døgns tester) med MP- og LP-lamper for å studere beleggdannelse i vann med hardhet i området 50-400 mg CaCO₃/L (20-160 mg Ca/L). Begge lampetypene ga kun marginal beleggdannelse i vann med den laveste hardheten (50 mg CaCO₃/L, dvs. 20 mg Ca/L). Beleggdannelsen i LP-lampene holdt seg lav også ved økende hardhet, mens beleggdannelsen i MP-lampene økte raskt med økende hardhet.

Malley (2008) angir videre typiske effekter av lav temperatur: 1) Treg kaldstart, 2) Variasjoner i lampeintensitet, 3) Tidlige ballastfeil (elektroniske ballaster). For LP-lamper angis en mulig intensitetsreduksjon og tregere start ved temperaturer under 10 °C, mens MP-lamper ikke påvirkes av temperaturen.

Cotton et al. (2005) vurderte kvaliteten på strømforsyningen til 8 amerikanske vannbehandlingsanlegg med UV-desinfeksjon. Man fant 584 avbrudd pga. svikt i strømforsyningen, hvorav 89 % skyldtes spenningsfall. Avbrudd pga. svikt i strømforsyningen forårsaket en midlere nedetid fra 13 min/mnd til 4,9 timer/mnd i de undersøkte anleggene. På ett anlegg var nedetiden pga. svikt i strømforsyningen 18 timer i den verste måneden.

Oppsummerende stikkord

- ♣ ***Det er rapportert om en rekke feil og mangler knyttet til dimensjonering og drift av UV-anlegg***
- ♣ ***Vanlige årsaker til driftsproblemer ved UV-anlegg er følgende: Mangelfulle forundersøkelser og mangelfulle grunnlagsdata; Underdimensjonering; Komponentsvikt; Lekkasjer; Beleggdannelse; Sensorfeil; Feil i kontrollsystemer og doseberegninger; Sviktende drift av oppstrøms vannbehandlingstrinn; Feil og ustabilitet i strømforsyningen (strømblink og spenningsvariasjoner); Manglende vannmålere og manglende kontroll med vannføringen; Manglende avstengningsmuligheter; Manglende service og oppfølging fra leverandør; Manglende kompetanse***

12. UV-anlegg godkjent etter gammel ordning

- **Hvilke krav er stilt i godkjenningen og hvordan er gamle UV-anlegg utformet og dimensjonert?**
- **Hvordan fungerer gamle UV-anlegg, hvilke faktorer påvirker sensoravlesningen og hvordan skal vi forholde oss til denne?**
- **Bør og kan gamle UV-anlegg oppgraderes til biodosimetrisk standard?**

12.1. Innledning

Det teoretiske grunnlaget for UV-behandling av drikkevann og omtale av biodosimetri og biodosimetrisk godkjente anlegg er grundig gjennomgått i tidligere kapitler. Dette kapitlet omhandler spesielt de anlegg som er godkjent og kapasitetsberegnet på grunnlag av teoretiske modeller, og fokus her er følgende:

1. Krav og forutsetninger gitt i godkjenningen fra Nasjonalt folkehelseinstitutt.
2. Forståelse av sensoravlesningen og hvilke faktorer som påvirker denne
3. Vedlikeholds- og driftsrutiner

I Norge ble det i 1974 etablert en typegodkjenningsordning for UV-anlegg til bruk i godkjenningspliktige vannverk. Typegodkjenningen ble gitt av Statens institutt for folkehelse (nå Nasjonalt folkehelseinstitutt). Statens institutt for folkehelse var godkjenningsmyndighet for de store vannverkene fram til 1995.

Typegodkjenningsordningen for UV-anlegg var omfattet av denne godkjenningsmyndigheten som en engangsvurdering av hver type anlegg før innplassering i ett eller flere vannverk. Etter 1995 ble denne ordningen beholdt som en uhjemlet ordning fordi det ble ansett hensiktsmessig og for å hjelpe vannverk, leverandører og godkjenningsmyndighet med å innpasse UV-aggregater i vannbehandlingsanlegg. Alternativet ville vært en "on-site" validering ved hvert enkelt vannbehandlingsanlegg, noe som ville vært mye mer ressurskrevende.

Kravet til hvilken dose anleggene må gi er blitt endret over tid og det er i dag i bruk anlegg som er godkjent etter 2 ulike dosekrav:

1. Da de første UV-anleggene kom på markedet på 1970-tallet var kravet relatert til dose 16 mJ/cm². Dosen (også kalt veggdosen) var teoretisk beregnet etter en formel som tok utgangspunkt i intensitet målt på det dårligst belyste punkt i aggregatet, dvs. på innsiden av aggregatveggen og lengst vekk fra lampene. Det er også forutsatt stempelstrøm, noe som betyr at når aggregatets volum og aktuell vannmengde er kjent kan teoretisk oppholdstid beregnes.
2. Senere ble dosekravet endret til 30 mJ/cm². Dosen (også kalt gjennomsnittsdosen) ble nå bestemt ved å beregne intensitet og teoretisk oppholdstid på ulike punkter i aggregatet slik at det oppnås "punktdoser" som så integreres til en gjennomsnittsdose. Gjennom årene er det blitt brukt ulike beregningsmetoder og forskjellig antall doseberegningpunkter. I henhold til Nasjonalt folkehelseinstitutt 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 dose 30 mJ/cm² som gjennomsnittsdose. Disse anleggene beholder derfor godkjenningen i forhold til dosekravet på 30 mJ/cm²

I henhold til en oversikt fra Nasjonalt Folkehelseinstitutt er det gitt godkjenning for UV-aggregater der dosen er beregnet på grunnlag av teoretisk modell for 650 ulike UV-aggregater (type og størrelse) levert av 33 ulike produsenter.

Gjennom årene er svakhetene ved de teoretiske doseberegningene blitt mer åpenbare:

- Forutsetningen om stempelstrøm vil aldri gjelde fullt ut
- Teoretiske beregninger kan vanskelig ta høyde for skyggeeffekter av viskere
- Ulike beregningsmåter har blitt benyttet
- Produsentene kan ha hatt noe optimistiske beregningsmetoder

For å kunne beregne dose med større sikkerhet er det de senere år innført biodosimetriske metoder. Det benyttes da en testorganisme (bakteriespore eller bakteriofag) med en inaktiveringsgrad (log-reduksjon) som på forhånd er kalibrert mot kjente UV doser. Ved å måle oppnådd inaktiveringsgrader for testorganismen ved ulike forsøksbetingelser der parametrene: *oppholdstid*, *transmisjon* og *lampeeffekt* varieres, fremkommer en empirisk sammenheng (normalt uttrykt ved en formel) mellom UV-dose og disse tre parameterne. Dette betyr at det vil være en entydig og reell sammenheng mellom UV-dose og UV-intensiteten som registreres av UV-sensoren. Ved doseberegninger etter biodosimetrisk testing tas det normalt utgangspunkt i et dosekrav på 40 mJ/cm².

Anlegg som er godkjent med UV-dose 16 mJ/cm² og 30 mJ/cm² er i dag tillatt brukt etter drikkevannsforskriften. På sikt vil disse anleggene av ulike årsaker fases ut. En viktig forutsetning for videre drift er at det kan skaffes reservedeler. Det må også foretas en vurdering av anleggets robusthet i forhold til råvannets kjemiske/mikrobiologiske kvalitet og eventuelle forbehandling. For et anlegg som tilfredsstiller dimensjoneringskriteriene med gode marginer kan det være forsvarlig å drive anleggene i flere år fremover forutsatt at akseptable drifts- og vedlikeholdsrutiner kan etableres.

12.2. Forutsetninger og krav i forbindelse med godkjenningen

Godkjenning av et UV-aggregat er basert på en rekke forutsetninger. Selve godkjenningsbeviset skal foreligge hos vannverkseier, og dokumentet skal inneholde en beskrivelse av de forutsetninger som godkjenningen er basert på. De viktigste forutsetninger er omtalt nærmere nedenfor:

Kapasitetsdiagram

For alle godkjente UV-anlegg skal det foreligge et kapasitetsdiagram som viser maksimale vannmengder anlegget kan belastes med ved ulike transmisjonsverdier. Det er en absolutt forutsetning at aggregatet drives innenfor verdiene som er oppgitt i kapasitetsdiagrammet, og for å oppnå dette må det føres nøye kontroll med vannmengde gjennom anlegget og vannets UV-transmisjon. Eksempel på et slikt kapasitetsdiagram for et anlegg godkjent for en UV-dose på 30 mJ/cm² er vist nedenfor (tabell 12.1):

Tabell 12.1. Eksempel på kapasitetsdiagram for et UV-anlegg som er godkjent for en dose på 30 mJ/cm².

Transmisjon % v/5 cm	100	90	80	70	60	50	40	30	20
Maks vannmengde m ³ /time	32,8	29,8	26,8	24,1	21,4	18,8	16,3	13,9	11,3

Det fremgår av tabellen at anleggets kapasitet påvirkes sterkt av vannets UV-transmisjon (evne til å slippe gjennom UV-lys). Anlegget vil som vist i eksempelet få redusert kapasiteten ca. 3 ganger når vannets transmisjon synker fra 100 % til 20 %.

De dimensjonerende kriteriene som ble lagt til grunn på det tidspunktet da et anlegg ble anskaffet kan av ulike årsaker ha endret seg siden den gang. For mange overflatevann, spesielt i sør-Norge, har fargetallet vist en ikke ubetydelig stigning og økt fargetall vil gi

reduisert transmisjon. Som et eksempel vil en fargetallsøkning fra 10 til 20 mg Pt/l gi en reduksjon i transmisjonsverdien ($v/5\text{cm}$) fra ca. 50 % til ca. 30 %. Dette betyr igjen at maks vannmengde i eksempelet i tabell 12.1 må reduseres fra 18,8 m³/time til 13,9 m³/time.

Det er derfor viktig at vannverket kjenner vannmengden som passerer anlegget og at man tar hyppige nok målinger av vannets UV-transmisjon til at utviklingen kan følges både gjennom året og som eventuelle langtidstrender.

Krav til sensor

Anlegget må ha en stabil og UV-spesifikk sensor (se kap 12.3). Denne bør være plassert i det dårligst belyste punkt i UV-aggregatet.. De samme endringer i lampeintensitet og beleggdannelse vil gi det samme sensorutslaget om sensoren er plassert nær eller lengre vekk fra en lampe. Derimot vil endringer i vannets transmisjon slå sterkere ut på sensoren om denne er plassert lengst mulig vekk fra en lampe sammenlignet med en plassering nærmest mulig samme lampe. Dette betyr at sensorens følsomhet for endringer i vannets UV-transmisjon øker ved å plassere den i det dårligst belyste punkt. Det skal også være angitt en nedre verdi (alarmgrense) for UV-intensitet (sensorvisning) i forhold til den kapasitet som anlegget er bygget for. Godkjenningen spesifiserer ikke type UV-sensor i forhold til målefeltvinkel og følsomhet (se kap 12.3), Det betyr at registrert UV-intensitet vil være helt avhengig av hvilken sensor som er valgt.

Individuell lampealarm

Hver lampe skal ha en alarmfunksjon som indikerer om lampen lyser eller ikke. I et aggregat med flere lamper vil ikke nødvendigvis sensoren fange opp at de lampene som er plassert lengst vekk fra sensoren har sluttet å lyse. Dersom for eksempel 1 av lampene i et aggregat som har 4 lamper ikke lyser, vil dette gi en vesentlig reduksjon i dose. Slike forhold er det selvsagt viktig å fange opp.

Lampesvekkelse og intensitetsreduksjon gjennom kvartsrør

Under utarbeidelse av kapasitetsdiagrammet for det enkelte UV-aggregat er det tatt hensyn til at lampens utstrålte effekt reduseres over dens levetid, og at kvartsrøret vil få redusert evne til å slippe gjennom UV-lys. Typiske oppgitte verdier for reduksjon av intensitet fra UV-lampene er 20 – 30 % og for kvartsrøret 5 – 10 %. Det er normalt ikke tatt høyde for beleggdannelse under utarbeidelse av kapasitetsdiagrammet.

12.3. UV-sensoren og forhold som påvirker sensoravlesningen

UV-sensoren er en helt sentral del av UV-anlegget og den er en forutsetning for å kunne oppnå en tilfredsstillende drift og kontroll av anlegget. For å forstå UV-sensorens betydning skal vi i det følgende gi en kort og systematisk oversikt over de faktorer som påvirker sensorens intensitetsangivelse på et viserinstrument langs lysveien fra UV-lampen til sensoren. Det er samtidig gitt anbefalinger om vedlikeholdsfrekvenser der dette er mulig.

UV-lampen

- De første timene i bruk vil en UV-lampe normalt gi en økt intensitet som deretter gradvis avtar med tiden. I godkjenningen er det normalt tatt høyde for en lampesvekkelse på 20 – 30 % over lampens levetid. Lampens levetid oppgis av produsenten og vil normalt være 7000 – 10000 timer.
- *Ved innsetting av UV-lampen må det påses at de utvendige elektriske ledninger ikke skygger for UV-sensoren. Det samme gjelder monterte ringer som skal holde ledningene på plass langs lampens yttervegg.*

Kvartsrør som beskytter UV-lampen

- På innsiden av kvartsrøret vil det etter noen tids bruk kunne dannes et støvlignende belegg. Dette skyldes avdamping av stoff fra UV-lampens kontakter og evt. lampetråder. *Dersom det registreres synlig belegg kan dette lett vaskes vekk med en såpeløsning etterfulgt av skylling i rensset vann.*
- Selve kvartsglassets evne til å slippe gjennom UV-lys vil svekkes noe etter lengre tids UV-påvirkning. Dette gjelder særlig for kvartsglass som er modifisert (dopet) for å stoppe UV-lys med lavere bølgelengde enn 240 nm. *Av denne grunn kan det som en tommelfingerregel anbefales at kvartsglass skiftes minimum hvert 5. år.*
- På utsiden av kvartsglasset (vannsiden) vil det alltid dannes belegg. Graden av beleggdannelse er sterkt avhengig av vannkvaliteten og andre faktorer (for eksempel temperaturen) og det er derfor ikke mulig å angi noen generell anbefaling for nødvendig hyppighet av beleggfjerning. *Her vil riktig bruk av sensoren spille en sentral rolle som vi skal komme tilbake til.*
- I noen tilfeller vil belegg "brennes" fast i kvartsglasset slik at det ikke er mulig å fjerne. Dette gjelder spesielt for jernforbindelser. *Dette forholdet har også betydning for når kvartsglasset må skiftes.*

Vannets UV-transmisjon

- Vannets UV-transmisjon har en sentral betydning for intensitetsreduksjonen, og en redusert transmisjon gir en redusert lysgjennomgang av UV-stråler og derved også redusert UV-intensitet og UV-dose. Det er derfor for alle godkjenningsspliktige anlegg utarbeidet et såkalt kapasitetsdiagram der det for en bestemt vannmengde er oppgitt en minste tillatte UV-transmisjon som anlegget kan driftes under.

Kvartsglass som beskytter sensor

- På aggregatveggen er det montert et kvartsglass (sensorvindu) som danner en tett flate mot sensorhuset. På vannsiden av dette kvartsglasset vil det (som for kvartsrøret som beskytter lampen) også dannes belegg. *Vaskebehovet blir omtrent som for kvartsrør utvendig. Beleggdannelse her vil gi en redusert intensitetsvisning på instrumentet, men vil ikke påvirke den reelle UV-dosen.*
- Dersom sensorhuset ikke har god nok tetning mot omkringliggende luft der UV-anlegget er montert, kan det dannes kondens på den siden av kvartsglasset som vender mot sensoren. *Slik kondensdannelse kan gi en sterk svekkelse av intensitetsvisningen på viserinstrumentet, men har ikke direkte betydning for UV-dosen som tilføres vannet.*

Sensor

- UV-spesifikke sensorer: En av de viktigste egenskapene ved en sensor er at den bare skal reagere på UV-lys med bølgelengde nær 254 nm ("germicidal sensor"). Erfaringer har vist at mange eldre sensortyper reagerer på andre bølgelengder og til og med på synlig lys som også UV-lampene utstråler. Da strålingsintensiteten svekkes ulikt ved de ulike bølgelengdene vil denne type sensorer ikke nødvendigvis gjenspeile (vise) intensitetssvækkelse ved bølgelengde 254nm. *For anlegg som ikke har UV-spesifikke sensorer må disse derfor byttes ut. Sensoren kan kontrolleres ved å ta den ut av sensorhuset mens anlegget er i drift og kontrollere om det oppnås større utslag på viserinstrument når den utsettes for lys fra en lommelykt.*
- Stabilitet: Sensoren må være stabil over tid på den måten at de samme endringer i for eksempel UV-transmisjon gir samme utslag i intensitetsvisning. Ustabilitet kan for eksempel skyldes at elektroniske komponenter mellom det UV-

lysfølsomme elementet og viserinstrumentet er svekket. Det vil over tid også skje en langsom svekkelse av det lysfølsomme elementet i UV-sensoren på grunn av absorpsjon av UV-lys. *Som en tommelfingerregel anbefales at sensoren skiftes minimum hvert 5. år. Ved å montere en driftssensor som kan kalibreres mot en ekstern referansesensor med tilhørende viserinstrument oppnås et betydelig bedre grunnlag for å bestemme når sensoren i aggregatet bør byttes. I tillegg vil en da kunne få avklart evt. problem ved viserinstrumentet for sensoren i aggregatet.*

- Følsomhet: Den UV-lysfølsomme enheten i sensoren vil ha en gitt følsomhet ved at den gir en bestemt spenning for en bestemt UV-intensitet. Sensorens følsomhet må være tilpasset det aktuelle aggregatet og det viserinstrumentet som benyttes.
- Målefeltvinkel: Sensorene kan ha ulike målefeltvinkler. Lave målefeltvinkler (f.eks 30°) vil bare registrere det innkommende UV-lys fra en UV-lampe rett foran sensoren, mens en sensor med stor målefeltvinkel (for eksempel 120°) også vil registrere lys fra siden. En stor målefeltvinkel vil være nyttig når et aggregat har flere lamper, siden eventuelle lampesvikt da lettere vil kunne fanges opp. Målefeltvinkelen er en fast parameter for den enkelte sensor og påvirkes ikke over tid.
- Spenningsjustering: Signalet fra sensoren vil normalt kobles til et kontinuerlig visende instrument som viser intensiteten (eksempelvis i %, mW/cm² eller mA). Enkelte sensorer er utstyrt med en spenningsregulator slik at signalet lettere kan tilpasses en fysisk avlesningsskala på viserinstrumentet.
- Nullpunktsjustering: På viserinstrumentet har man normalt også en mulighet for å justere nullpunktet. *Justering av spenning eller 0-punkt på avlesningsinstrumentet må bare foretas i henhold til bestemte retningslinjer og da fortrinnsvis av fagfolk.*

Vannhastighet gjennom aggregatet

Vannhastigheten gjennom aggregatet påvirker normalt ikke intensitetsavlesningen. Det kan imidlertid ofte registreres en intensitetsendring dersom vannet står stille i UV-aggregatet.

12.4. Strategi for bruk av intensitetsavlesning og bestemmelse av alarmgrense

Diskusjonen ovenfor viser klart at det er en rekke variable faktorer som påvirker UV-intensiteten som registreres av en sensor og vises på et viserinstrument. I et kortere perspektiv (uker) er det spesielt beleggdannelse og endring i vannets transmisjon som kan gi betydelige utslag. I et lengre perspektiv (måneder) virker også lampesvekkelse inn på intensiteten. Over en enda lengre periode (år) har også svekkelse av lysgjennomgang i kvartsglass og svekkelse av selve sensoren betydning.

I biodiosimetrisk validerte anlegg er det normalt via en empirisk formel etablert en matematisk sammenheng mellom den UV-intensitet som registreres av viserinstrumentet og UV-dosen. Dette gir mulighet både for å kunne gi en kontinuerlig visning av dosen og å regulere denne kontinuerlig (ved å endre vannmengde og lampepådrag) for å oppfylle dosekravet og tilpasse dosen etter som de ulike variable faktorene endrer seg. Det kan også enkelt etableres set-punkter for alarm dersom dosen går utenfor det fastsatte måleområdet.

Slike empiriske sammenhenger (doseberegningssligninger) foreligger ikke for anlegg som kun er kapasitetsberegnet på grunnlag av en teoretisk modell. På disse anleggene vil intensitetsavlesningen bare gi oss relative uttrykk for endringer i driftsforhold i

aggregatet. En hovedutfordring vil her være å bestemme en nedre tillatt UV-intensitet for fastsettelse av en alarmgrense. For nyere anlegg kan dette gjøres i henhold til produsentens anvisninger, men for mange eldre anlegg er det erfaringsmessig stor usikkerhet knyttet til fastsettelse av en riktig alarmgrense. Dette kan dels skyldes at opplysninger om alarmgrensen ikke er kjent av operatøren, og dels at den tekniske tilstanden til anlegget er av en slik karakter at intensitetsavlesningen ikke er pålitelig.

Det finnes ingen ideell måte å fastsette slike alarmgrenser på, men under visse forutsetninger kan det etableres metoder som gir en brukbar kontrollmulighet. En kompliserende faktor er at vannets transmisjon over en periode både kan øke og minke, noe som vil forstyrre sensoravlesningen i forhold til den generelt avtagende intensitet med tiden som skyldes øvrige faktorer som lampesvekkelse, beleggdannelse, redusert UV-transmisjon i kvartsrør, m.m.

I det følgende skal gjennomgås en metode for etablering av et kontrollregime med utgangspunkt i avlest UV-intensitet:

1. Verifiser at anlegget drives innenfor det godkjente området for UV-transmisjon og vannføring (jf. anleggets kapasitetsdiagram).
2. Velg en periode i året der transmisjonen erfaringsmessig er lavest, men ikke lavere enn at man med ca 30 % reduksjon i intensitet (se nedenfor) fortsatt befinner seg innenfor godkjent område for UV-transmisjon (dvs. en UV-transmisjon som fortsatt er høyere enn nedre tillatte verdi). I denne sammenheng vil det også være meget nyttig å få etablert en sammenheng mellom transmisjon og intensitetsvisning (jf. figur 12.1).
3. Forbered UV-anlegget på en slik måte at det oppnås høyest mulig gjennomgang av UV-lys fra lampe - gjennom aggregatet - og til sensoren. Dette betyr at det på forhånd må settes inn nye lamper og ny UV-sensor. Det foretas vask (fortrinnsvis manuell vask med egnet vaskeløsning) av kvartsglass og kvartsrør (utvendig og innvendig). Kvartsrøret må være relativt nytt. Dersom orginalsensoren er plassert rett over en lampe bør sensoren om mulig flyttes til det dårligst belyste punktet (mellom to lamper) ved å lage en ny an boring i aggregatveggen.
4. Sjekk at viserinstrumentet er velfungerende. Det benyttes en lineær skala i viserinstrumentet som gjerne kan vise et område 0 – 100 % (*dette benyttes som eksempel i den videre gjennomgang*). En hvilken som helst annen lineær skala og med andre enheter (for eksempel mA eller mW/cm²) kan anvendes da det er de relative endringer i intensiteten som her er av betydning.
5. Sjekk - ut fra godkjenningsdokumentet - hvilken sikkerhetsmargin (intensitets-svekkelse) som er lagt til grunn i forhold til lampesvekkelse og redusert lysgjennomgang i kvartsrøret (*i den videre gjennomgang av eksempelet legger vi til grunn at sikkerhetsmarginen er satt til 30 %*).
6. Juster viserutslaget på UV-intensitetsmåleren til for eksempel 70 % og sett alarmgrensen til 40 %. Man kunne også ha justert viserutslaget på intensitetsinstrumentet til 100 % og satt alarmgrensen på 70 %, men med den valgte skala som viser opp til 100 % mistes da muligheten for å registrere en eventuell økning i UV-intensitet som eksempelvis skyldes en økning i UV-transmisjon etter at justeringen er foretatt.

Ved en eventuell alarm må det foretas nærmere undersøkelser av hva som er årsaken til intensitetssvekkelsen. Her må det bl.a. inngå måling av UV-transmisjon for å sjekke hvorvidt man oppfyller minimumsverdien i henhold til kapasitetsdiagrammet.

Dersom vannets UV-transmisjon er relativt stabil, noe som ofte er tilfellet for mange grunnvann, vil en større svekkelse av intensiteten som skjer over få uker ofte kunne tilskrives beleggdannelse. Dersom denne faktoren alene er ansvarlig for en intensitetsreduksjon på ca. 20 % tilsier dette behov for vask.

Dersom vannets UV-transmisjon øker i ukene og månedene etter justering (gir økt intensitet) vil dette kunne maskere beleggdannelse (som reduserer intensiteten). Her er det da viktig at det er etablert rutinemessige forebyggende vaskeprosedyrer.

Diskusjonen ovenfor illustrerer problemene med å fastsette entydige operative alarmgrenser for ikke-biodosimetrisk testede anlegg. Det er viktig at anleggseier har forståelse for hvordan de ulike faktorer påvirker intensitetsavlesningen. En hyppig loggføring av UV-sensorens intensitetsvisning (normalt ved hvert besøk på anlegget) og spesielt før og etter lampeskifte, før og etter vask og før og etter kvartsrørbytte er også viktig. Videre vil en registrering av vannets transmisjon til ulike årstider (f.eks hver mnd ved større variasjoner eller kvartalsvis ved mer stabil transmisjon) danne et godt grunnlag for å forstå hvordan disse faktorer påvirker intensitetsavlesningen og om anlegget drives innenfor dimensjoneringskriteriene. Med slike erfaringsdata kan det fastsettes fornuftige vedlikeholdsintervaller som skal virke forebyggende i forhold overskridelse av dosekravene.

Det fremgår også av det ovenstående at kvaliteten og stabiliteten på UV-sensoren er av stor betydning i forhold til overvåking av UV-aggregatet over flere år. Spesielt for større anlegg anbefales at det monteres en driftssensor som kan kontrolleres og evt. kalibreres mot en ekstern referansesensor med eget viserinstrument. Det vil da være mulig å skifte driftssensoren etter behov. Slik kontroll og kalibrering bør utføres av et eksternt firma.

Spesielt for anlegg som desinfiserer overflatevann vil det også være ønskelig å montere en kontinuerlig visende UV-transmisjonsmåler med alarm-setpunkt.

NB! Det er viktig å være klar over at den foreslåtte metode for overvåking av intensitet ikke gir en kontroll av dose da denne også er avhengig av vannets oppholdstid i aggregatet. Dersom vannets oppholdstid f.eks halveres vil dette gi en dobling i teoretisk dose dersom intensiteten er konstant.

Dersom UV-anlegget får tilført vann via pumping der hastigheten er konstant vil dette bety at det bare er intensitetsvariasjonene som har betydning for endring av dosen. Dersom vannmengden gjennom UV-anlegget kan vise større variasjoner (f.eks i takt med forbruket på nettet) kan det være nødvendig å installere alarm i tilknytning til vannmengdemåleren. Setpunkt for alarm bør da være f.eks 10 % lavere enn maksimalt tillatt vannmengde ved den laveste forventede transmisjon (sjekk kapasitetsdiagram).

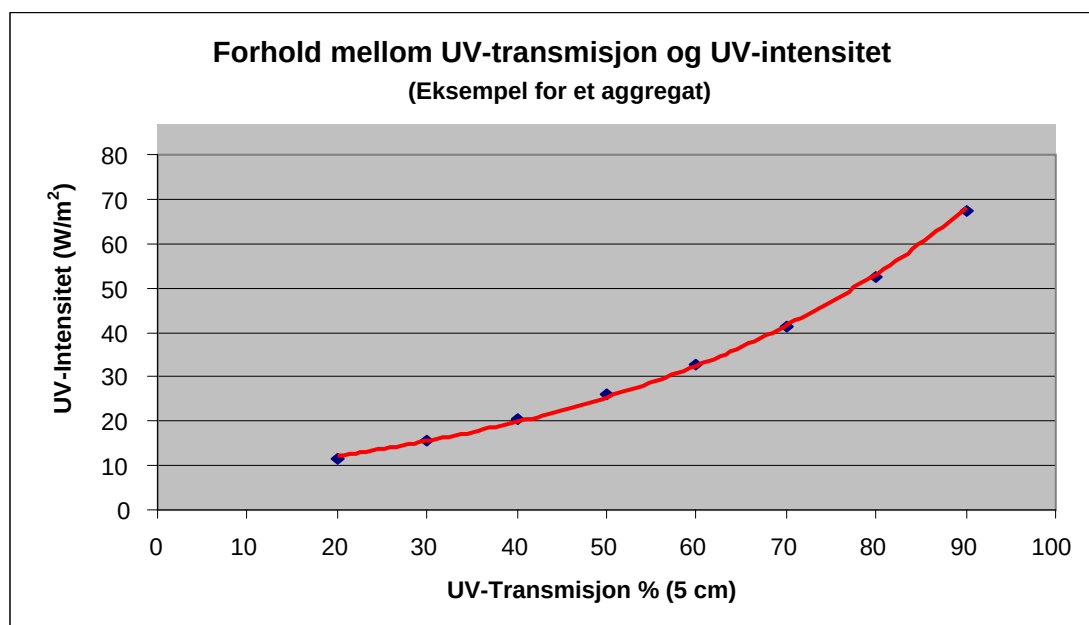
Til slutt skal oppsummeres at for UV-aggregater som er kapasitetsberegnet på grunnlag av teoretiske modeller, kan oppfyllelse av dosekravet bare oppnås ved:

- God kontroll av vannmengde og vannets UV-transmisjon
- Tilstrekkelig utskifting av komponenter som påvirker lysintensiteten (lampe og kvartsrør)
- Etablering av nødvendige vaskerutiner
- Sikring av god funksjon på øvrige komponenter i UV-anlegget (individuell lampealarm, styringssystem, strømforsyning, ventiler, etc.)

UV-sensorens hovedfunksjon er å gi en løpende kontroll av de forhold som påvirker intensiteten i aggregatet.

Sammenheng mellom UV-transmisjon og intensitetsavlesning

UV-sonden registrerer intensiteten på UV-lyset fra lampen gjennom vannet, og intensitetsavlesningen påvirkes derfor av vannets UV-transmisjon. For å avklare hvordan vannets UV-transmisjon påvirker den registrerte UV-intensiteten kan det for 3 – 4 ulike transmisjonsverdier gjennom et år etableres en sammenheng mellom UV-intensitet og UV-transmisjon. Dette kan enkelt gjøres ved å notere ned sammenhørende verdier for de nevnte parametere, og et eksempel på en slik kurve er vist i figur 12.1.



Figur 12.1. Eksempel på UV-transmisjonens betydning for målt UV-intensitet

Utarbeidelse av slike kurver forutsetter at de øvrige variable faktorer holdes relativt konstante (vasking av kvartsglass og evt. innsetting av relativt nye lamper som har oppnådd stabilitet). Ved å gå inn på denne kurven for en gitt UV-transmisjon kan det avleses hvilken UV-intensitet som kan forventes under ideelle forhold i aggregatet og det er da etablert en referanse som er med på å synliggjøre effekten av andre intensitets-reducerende bidrag.

Kurven som viser sammenheng mellom UV-intensitet og -transmisjon kan også etableres over et kort tidsintervall (for eksempel en dag) etter at UV-aggregatet er klargjort for maksimal UV-lys gjennomgang. Dette kan oppnås ved å dosere en løsning som påvirker vannets transmisjon, men det kreves da en god innblanding (et arrangement som gir høy turbulens) av doseringsløsningen før aggregatet. Til dette bruk kan anvendes en meget svak kaffeløsning. Eksempelvis vil en teskje pulverkaffe som oppløses i 1 liter vann med en videre fortynning på 1:100 i vann med transmisjonsverdi på 100 % v/5 cm, gi en UV-transmisjon på ca 60 % v/5cm. Det kan da doseres i for eksempel 4 forskjellige konsentrasjoner som dekker det aktuelle transmisjonsområdet. Dette forsøket bør utføres i en periode da vannet har en høy transmisjon for å få dekket et størst mulig transmisjonsområde.

Oppsummerende stikkord

- ♣ ***Gamle UV-anlegg er dimensjonert for en beregnet gjennomsnittsdose på 30 mJ/cm²***
- ♣ ***Det har vist seg å være enkelte svakheter beheftet ved beregningsmetodene***
- ♣ ***Fordi dosene er teoretisk beregnet finnes ingen empirisk sammenheng mellom intensitet og dose***
- ♣ ***Dosekravet kan kun oppfylles ved: 1) God kontroll av vannmengde og vannets UV-transmisjon, 2) Tilstrekkelig kontroll/utskifting av komponenter som påvirker lysintensiteten (lampe og kvartsrør), og 3) Etablering av nødvendige vaskerutiner***

13. Kontraktsmessige forhold

- **Hvilke kontraktsmessige forhold bør en ta spesielle hensyn til ved anskaffelse av UV-anlegg?**
- **Hvilke garantier bør kreves, og hvordan kan man kontrollere at disse innfris?**

13.1. Bakgrunn og hovedproblemstillinger

Den store interessen for UV-prosjektet og denne veilederen skyldes at det i 2006-08 var meget stor aktivitet med bygging av mange nye UV-anlegg ved vannverk av alle størrelser. Mattilsynet har satt krav om at vannverkene skal ha minst to hygieniske barrierer mot parasitter og det var stramme tidsfrister for gjennomføringen. Dette skapte flere problemer:

1. Prosjektering og bygging av UV-anlegg har skjedd FØR man fikk utnyttet de råd og erfaringer som denne veilederen gir. Selv om konsulentene og vannverkene visste at veilederen var under utarbeidelse, var tidsfristene så knappe at man ikke ventet på veilederen. Vannverkene tar derfor med seg mange feil inn i driften av nye vannverk som fortsatt er i garantitiden når denne veilederen utgis.
2. Både konsulenter og leverandører går på høytrykk og har begrenset kapasitet til å jobbe med hvert prosjekt. Det er vanlig at konsulenter og leverandører ikke deltar i anbudskonkurranser, fordi det allerede er for mye å gjøre. En slik situasjon er svært usunn, og svært kostnadsdrivende. Kontraktsoppfølging har vært et av de forhold som lider under dette.
3. Enkelte UV-leverandører har nedprioritert innsats i service og anleggsoppfølging. Avtaler overholdes ikke. Det gjøres dårlig arbeid og alvorlige feil skjer uten at feilene rettes. Videre er mange vannverk lite interessert i å inngå serviceavtaler med UV-leverandøren.
4. Det er bygd mange nye anlegg de siste 3-5 årene. Vi burde tatt oss tid til å lære av de gode løsningene og til å korrigere de mange feil som er gjort. Mange av feilene omtales i denne veilederen, men erfaringene vil i mange tilfeller nå for seint fram til de som prosjekterer, bygger og leverer nye anlegg. Denne veilederen inneholder en del driftserfaringer, jf. kap.10 og 11. Det blir viktig å supplere dette med nye erfaringer de nærmeste årene.

Dette kapitlet griper fatt i utfordringene. Siden det også skjer forsømmelser fra leverandørenes side uten nødvendig byggherreoppfølging, er det behov for ekstra strenge krav knyttet til kontraktene. Presise og detaljerte kontrakter samt god prosjektoppfølging under bygge- og garantiperioden er områder som krever bedre innsats i fremtiden.

13.2. Kontraktsomfang og prekvalifisering av leverandører

Denne veilederen legger til grunn at det i Norge foreligger et særskilt norsk krav om godkjenning av UV-anlegg til det norske markedet. Godkjenningsordningen for UV-aggregater ved Nasjonalt Folkehelseinstitutt er en frivillig ordning, men blir et krav fordi vannverkene legger dette inn som en forutsetning til leverandørene.

Forutsatt at det foreligger et slikt krav om godkjenning, anses det ikke nødvendig å ta stilling til om vannverket bør gå inn på en prekvalifisering eller ikke. Dette må utbyggerne av UV-anlegg ta stilling til i hvert enkelt tilfelle.

Det må imidlertid reises spørsmål ved behovet for en slik særskilt type-godkjenningsordning, i alle fall for anlegg som forutsettes å være biodosimetrisk validerte/sertifiserte. Det ligger imidlertid utenfor rammen av denne veilederen å gå nærmere inn på dette behovet.

Mange vannverk kombinerer utbyggingen av UV-anlegg med større eller mindre ombygginger av vannverket for øvrig. Det er derfor ikke uvanlig at UV-leveransen inngår som en delentreprise eller underentreprise til en mer omfattende utbygging, for eksempel en totalentreprise med bygg eller en større maskinteknisk entreprise.

En slik kombinasjon kan medføre at vannverket velger et maskinteknisk anbud med en UV-løsning som ikke er den optimale.

På denne bakgrunn anbefales vannverket å vurdere å innhente særskilt anbud på UV-anlegget, med klausul om at anbudet eventuelt tiltransporteres en maskinentreprenør eller totalentreprenør.

Et annet alternativ er å la UV-leverandøren påta seg alt maskinteknisk ansvar. Det er imidlertid vårt inntrykk at i dagens svært overopphetede UV-marked, er UV-leverandørene tilbakeholdne med å ville påta seg maskintekniske arbeider hvis dette får et betydelig omfang.

13.3. Viktige kontraktsvilkår

Det vises til sjekklister i kapittel 10.12 foran. Vannverkene anbefales å ta inn følgende vilkår i sin kontrakt:

I henhold til kapittel 10.12 har vannverket oppgitt normalverdier og ekstremverdier som forutsetninger for at UV-anlegget skal fungere. Tilbyderen skal bekrefte at det er gitt komplett nødvendig informasjon, eventuelt FØR tilbudsleveringen ha avklart eventuelle tilleggsspørsmål. Bestilleren plikter å informere alle anbydere om slike spørsmål og bestillerens svar. Dette sikrer at alle tilbud har like forutsetninger.

Sjekklister i kapittel 10.12 er svært omfattende. Vannverket må derfor gå nøye gjennom disse og vurdere om enkelte punkter kan eller bør utelates. Det anbefales også i gi tilbyderne anledning til å bekrefte at de vil gi komplette svar i forhold til sjekklister, alternativt at enkelte punkter strykes etter at bestilleren har vurdert forslag om dette fra aktuelle tilbydere.

Det skjer en hurtig utvikling av nye løsninger på UV-fronten. Bestilleren (vannverket eller konsulenten) anbefales derfor å gi anledning for tilbyderne å tilby alternative løsninger til det som er spesifisert, forutsatt at de angitte funksjonskravene oppfylles mht dokumentert UV-dose, driftssikkerhet, driftsøkonomi, osv.

Siden styring, regulering og PLS er en viktig del av leveransen ved et UV-anlegg, bør det tas inn forhold i kontrakten som dekker dette. Bland annet FAT-test og SAT-test. Nødvendig informasjon om dette kan hentes fra Norsk Vanns veileder vedrørende driftskontroll/PLS.

13.4. Overtakelse og garantier

Mange vannverk slurver med formalia i forhold til kontroll, prøvedrift, overtakelse og garantioppfølging. Derved svekkes vannverkets muligheter for å få leverandøren til å følge opp svakheter og feil i leveransen.

Det vises til de generelle kontraktsvilkårene og standarder for avtalefesting av slike forhold. Vi begrenser oss derfor til å trekke fram noen viktige forhold:

1. Leverandøren skal foreta nødvendig kontroll og levere en skriftlig dokumentasjon på at alle kontraktsvilkår er oppfylt mht byggingen før prøvedrift iverksettes. Det anbefales en prøvedriftsperiode på minst 3 måneder FØR overtakelse
2. Overtakelsen skjer når leverandøren har bekreftet at prøvedriften har dokumentert stabile driftsforhold. Garantitiden løper fra overtakelsen
3. Det anbefales å legge inn en garantitid på 3-5 år. Dette sikrer at man har en betydelig sannsynlighet for å kunne fange opp perioder med svekket vannkvalitet slik at man får dokumentert UV-anleggets yteevne under unormale driftsforhold som likevel ligger innenfor spesifisert yteevne. 3-5 års garantitid gir dessuten erfaring med lampelevetid, vaskefrekvenser osv over lenger tid enn levetiden for lamper og lignende
4. Det anbefales å kreve en driftsstabilitet på 99 % det første året, og dessuten knytte utbetaling av den resterende kontraktsummen til denne perioden, for eksempel 10 eller 15 % eller et angitt beløp. Erfaring viser dessverre at såpass harde betalingsvilkår kan være nødvendig. Ved å holde tilbake deler av utbetalingen til man har konstatert at lovet lampelevetid er overholdt, får man en nødvendig styring og kontroll også på dette forholdet som erfaringsmessig har sviktet ved flere leveranser. Et tilsvarende sterkt grep er nødvendig for å sikre at omfanget av vask og rengjøring ikke er vesentlig mer kostbart enn lovet fra leverandørens side.

Erfaringer viser at det er svært komplisert og tidkrevende å få utbetalinger knyttet til bankgarantier, og at mange feil ikke står i et rimelig forhold til arbeidsomfanget knyttet til å benytte bankgaranti som virkemiddel. I slike tilfeller vil tilbakeholdelse av en del av kontraktsummen i prøvetiden/garantitiden være et mer anvendelig virkemiddel.

En driftsstabilitet på 99 % innebærer at avvik fra godkjente driftsvilkår tillates inntil 88 timer, dvs. 3-4 dagers samlet varighet pr. år, på forhold som leverandøren står ansvarlig for, herunder for eksempel dokumentasjon av oppnådd UV-dose, levetid på lampene, driftsøkonomi mht strømforbruk, samt vaskemetoden og metodens effekt og langtids-pålitelighet, hyppighet og kostnad.

Hvis den angitte driftsstabiliteten ikke er oppnådd, forlenges garantitiden og sluttutbetalingen holdes tilbake.

Etter 365 dagers feilfri (99 %) drift, utbetales sluttsummen og bestillerens sikkerhet går over til vanlige bankgarantier eller annen sikkerhetsstillelse for garantioppfyllelse for resten av garantiperioden.

Ovennevnte fremgangsmåte ble benyttet av Aurskog-Høland kommune der 15 % av hele kontraktsummen for et komplett vannbehandlingsanlegg ble holdt tilbake inntil 99 % driftspålitelighet var dokumentert i 365 dager. Leverandøren avga en egenerklæring om at alle forutsetninger var oppfylt parallelt med byggherrens egen kontroll.

Glitrevannverket har valgt en litt annen løsning for sitt UV-anlegg ved Kleivdammen. Det er forutsatt 12 måneders prøvetid med oppfyllelse av kontraktsvilkårene før anlegget overtas og sluttutbetaling av de siste 10 % finner sted. Deretter begynner en 5 års garantitid å løpe.

Flere av leverandørene har innvendinger til så strenge leverandørforpliktelser. Dessverre viser erfaringene fra vannverkene at det er svært vanlig at det påvises alvorlige mangler i anleggene etter at de er satt i drift.

Ett års utsettelse av utbetalingen av sluttbeløpet har selvfølgelig en merkostnad som leverandøren må innkalkulere i sitt anbud. Dette er en god "forsikring" for at vannverket får en komplett og god leveranse, forutsatt god byggherreoppfølging og kontroll.

Oppsummerende stikkord:

- ♣ ***Vannverkene bør vurdere å innhente særskilte tilbud på UV-anlegg for å få en best mulig løsning, uavhengig av samlet maskinleveranse***
- ♣ ***UV-anlegget skal fungere både ved normale og ekstreme vannkvaliteter***
- ♣ ***Leverandørene bør på angitte vilkår få mulighet å tilby alternative aggregater***
- ♣ ***Leverandøren skal foreta nødvendig kontroll og levere en skriftlig dokumentasjon på at alle kontraktsvilkår er oppfylt mht byggingen før prøvedrift iverksettes***
- ♣ ***Det anbefales en prøvedriftsperiode på minst 3 måneder FØR overtakelse***
- ♣ ***Overtakelsen skjer når leverandøren har bekreftet at prøvedriften har dokumentert stabile driftsforhold. Garantitiden løper fra overtakelsestidspunktet***
- ♣ ***Det anbefales å legge inn en garantitid på 3-5 år***
- ♣ ***Det bør kreves en viss driftsstabilitet, for eksempel 99 %, det første året, og man bør knytte utbetaling av den resterende kontraktsummen, for eksempel 10 eller 15 %, til denne perioden. Ved svikt forlenges perioden uten innbetaling. Dette driftsåret kan defineres som en prøveperiode FØR overtakelse og før garantitiden begynner å løpe. Alternativt kan man velge en kortere prøveperiode og knytte kravene til driftsstabilitet til første garantiår etter overtakelse***

14. FOU, kompetanse og opplæring

- **Hva er status for kunnskapsnivået i Norge, og hvilket nivå burde vi ha?**
- **Hvordan kan vi eventuelt øke kunnskapsnivået?**
- **Hvilke krav bør stilles til leverandører og rådgivere i et UV-prosjekt?**

Norge har tradisjon og lang erfaring med bruk av UV for desinfeksjon av drikkevann. Inntil nylig gjaldt dette i hovedsak små vannverk der man i stor grad har vært avhengig av ekstern kompetanse ved planlegging, utforming, dimensjonering, driftsproblemer med mer. Når det nå er bygget, og bygges, flere store og mellomstore UV-anlegg, er det derimot viktig å få bygget opp kompetanse om UV-anlegget også i vannverkets i egne driftsorganisasjoner. I tillegg vil det også blant rådgivere være behov for økt kompetanse, blant annet fordi en del av kunnskapen om de enkelte UV-anleggene har vært vanskelig tilgjengelig eller utilgjengelig. Oppbygging av slik kompetanse forutsetter et kurstilbud, i tillegg til den kompetanseoppbyggingen en kan få gjennom det daglige arbeidet med design og drift av UV-anlegg.

Når vannverk ønsker å engasjere en rådgiver for et UV-prosjekt, er følgende spørsmål relevante (Bolton and Cotton, 2008):

- Hvilken erfaring har firmaet innen design og konstruksjon av UV-anlegg?
- Hvilke arbeider/oppdrag har firmaet utført for vannverket tidligere?
- Hvilke erfaringer har firmaet med lovverk/reguleringer lokalt og nasjonalt?
- Hvilke erfaringer har firmaet med validering/valideringsrapporten for UV-anlegg?
- Kan firmaet fremlegge minst 3 referanser fra tidligere utførte UV-desinfeksjonsprosjekter?

Det kan synes som om nivåforskjellen i kunnskap og kompetanse på UV-feltet lenge har vært betydelig mellom produsenter og leverandører på den ene siden og rådgivere, kommuner og vannverk på den andre siden. Vi håper at foreliggende rapport kan bidra til å utjevne noe av denne forskjellen.

Det er også flere forhold ved UV-desinfeksjon som krever mer FoU, blant annet effekten av NOM og ulike NOM- komponenter på desinfeksjonseffektivitet og beleggdannelse, dannelse av eventuelle toksiske stoffer ved direkte fotolyse som følge av UV-desinfeksjon (Ijpelaar et al., 2007), m.m.

Myndighetene har også en jobb å gjøre, blant annet i forhold til oppfølging og kontroll av UV-anlegg, praktisering og spesifisering/konkretisering av regelverket, oppfølging og revisjoner av lover og forskrifter, implementering av ny kunnskap, implementering av nye revisjoner av drikkevannsdirektivet, risiko- og sårbarhetsanalyser (herunder WHO's Water Safety Plans), etc.

Oppsummerende stikkord

- **Kunnskapen om UV-desinfeksjon er i større grad enn for andre renseprosesser konsentrert hos leverandørene**
- **Det er behov for kompetanseheving hos både vannverkseiere, driftsorganisasjoner og rådgivere**
- **Enkelte forhold ved UV behøver mer FoU, bl.a. betydningen av ulike NOM-komponenter på desinfeksjonseffektivitet, effekter av ikke-optimal drift av oppstrøms vannbehandlingstrinn, forhold knyttet til inaktivering av UV-resistente virus, DBP-dannelse, kombinasjoner av desinfeksjonstrinn, nye typer UV-aggregater og systemer, m.m.**

15. Referanser

Aleljung, P., Lindstrøm, A., Johnsson, J., Eriksson, P. and Mahmood, M. (2003): UV can oxidize TOC in "Scandinavian type" of drinking water. *International Ultraviolet association (IUVA) 2nd International Congress on Ultraviolet Technologies*, Vienna, Austria July 9-11.

Beerendonk, E.F. and Ijpelaar, G.F. (2003) : Oorzaken van en mogelijke oplossingen voor algengroei door UV-desinfectie bij drinkwaterbereiding, Kiwa Water Research Report KWR 03.099 (in Dutch)

Bergo, A. (2007): Pers. kommunikasjon

Beukers, R. and Berends, W. (1960). Isolation and identification of the irradiation product of thymine. *Biochim. Biophys. Acta*, 41 :550-551

Bjerke, V. (2007): Personlig meddelelse. Asker og Bærum vannverk (ABV).

Bolton, J. R. and Cotton, C. (2008): The Ultraviolet Disinfection Handbook. The American Water Works Association (AWWA), Denver, Co., USA. ISBN 1-58321-584-0

Bolton, J. R., Stefan, M. I., Cushing, R. S. and Mackey, E. (2001): The importance of water absorbance/transmittance on the efficiency of ultraviolet disinfection reactors. *1st International Congress on Ultraviolet Technologies*. Washington DC, June

Bolton, J.R., Dussert, B., Bukhari, Z., Hargy, T.M. and Clancy, J.L. (1998): Inactivation of *Cryptosporidium parvum* by medium pressure ultraviolet light in finished drinking water. Proc. AWWA Ann. Conf. Denver, Co.

Brekke, O. (2007): Pers. kommunikasjon

Brodkorb, T. and Richards, D. (2004): UV disinfection design to avoid chlorine destruction in high UVT waters. *Presented at Ontario Water Works Association*, Niagara Falls, Ontario, Canada, May

Buchanan, W., Roddick, F., Porter, N. and Drikas, M. (2005): Fractionation of UV and VUV pretreated natural organic matter from drinking water. *Environ. Sci. Techn.* 39:4647-4654

Cabaj, A., Sommer, R., Pribil, W. and Haider, T. (2002): The spectral UV sensitivity of microorganisms used in biosimetry. *Wat Sci Techn.: Water Supply* 2 (3), pp. 175-181

Chang, J.C.H., Osoff, S.F., Lobe, D.C., Dorfman, M.H., Dumais, C.M., Qualls, R.G. and Johnson, J.D. (1985): UV inactivation of pathogenic and indicator microorganisms. *Applied and Environmental Microbiology* 49:1361-1365

Chevrefils, G., Caron, E., Wright, H., Sakamoto, G. Payment, P., Barbeau, B. and Cairns, B. (2008); UV dose required to achieve incremental log inactivation of bacteria, protozoa and viruses. IUVA News, Vol. 8, No. 1, 2006. In Proc. UV-workshop, Imperial College, London, 15. Sep

Cordiner, E. (2008): UV and control of *Cryptosporidium*. A regulator's perspective. Proc. UV-workshop, Imperial College, London, 15. Sep.

Cotton, C. and Malley, J.P. (2008): UV guidelines - US. Proc. UV-workshop, Imperial College, London, 15. Sep

Cotton, C., Passantino, L., Owen, D., Bishop, M., Valade, M., Becker, W., Joshi, R., Young, R., LeChevallier, M. and Hubel, R. (2005): Integrating UV disinfection into existing water treatment plants. AWWARF, Denver, CO.

Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches – DVGW (1997): UV-Desinfektionsanlagen für die Trinkwasserversorgung – Anforderungen und Prüfung, Bonn, Germany. http://www.wvgw.de/index.php?id=451&submit_gesamtsuche=&tx_indexedsearch%5Bword%5D=W+294. (Denne utgaven er nå trukket tilbake og erstattet av del 1-3 nedenfor)

Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches – DVGW (2006): W 294-1 Arbeitsblatt 06/2006. UV-Geräte zur Desinfektion in die Wasserversorgung; Teil 1: Anforderungen an Beschaffenheit, Funktion und Betrieb. http://www.wvgw.de/index.php?id=451&id_p=306610

Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches – DVGW (2006): W 294-2 Arbeitsblatt 06/2006. UV-Geräte zur Desinfektion in die Wasserversorgung; Teil 2: Prüfung von Beschaffenheit, Funktion und Desinfektionswirksamkeit. http://www.wvgw.de/index.php?id=451&id_p=306611

Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches – DVGW (2006): W 294-3 Arbeitsblatt 06/2006. UV-Geräte zur Desinfektion in die Wasserversorgung; Teil 3: Messfenster und Sensoren zur radiometrischen Überwachung von UV-Desinfektionsgeräten; Anforderungen, Prüfung und Kalibrierung. http://www.wvgw.de/index.php?id=451&id_p=306612

Downes, A. and Blunt, T. P. (1877): Researches on the effect of light upon bacteria and other organisms. *Proc. Res. Soc. London*, 26, 488-500

Downes, A. and Blunt, T. P. (1878): On the influence of light upon protoplasma. *Proc. Res. Soc. London*, 28, 199-213

Drageset, M. (2007): Pers. meddelelse. Bergenshalvøens Kommunale Kraftselskap, BKK.

Eikebrokk, B. (1982): Koagulering/direktefiltrering for fjerning av humus fra drikkevann. Dr. ing. thesis, NTH

Eikebrokk, B., Gjerstad, K.O., Hindal, S., Johanson, G., Røstum, J. og Rytter, E. (2006). *Giardia – utbruddet i Bergen høsten 2004. Rapport fra det eksterne evalueringsutvalget*. http://www3.bergen.kommune.no/info/_ekstern/nyheter7/Giardiarapport_ekstern.pdf

Einan, B., Myrstad, L og Nordheim, C. F. (2004): Rapport fra vannverksregisteret. Drikkevann 2003. Rapport 2004:2. Nasjonalt folkehelseinstitutt

Eriksson, U. (2008). Høringsinnspill, Okt.

Eriksson, U. and Nordwall, I. (2000): Drinking water disinfection by UV and preformed monochloramine. Proc. 2nd International Congress on Ultraviolet Technologies, International Ultraviolet Association (IUVA), Vienna, Austria July 9-11

Flannery, B., Gelling, L. B., Vugia, D. J., Weintraub, J. M., Salerno, J. J., Conroy, M. J., Stevens, V. A., Rose, C. E., Moore, M. R., Fields, B. S. and Besser R. E. (2006): Reducing *Legionella* colonization in water systems with monochloramine. *Emerg. Infect. Dis.*, 12:4:588-596

Folkehelseinstituttet (FHI) (2005): Typegodkjenning av Wedeco BX 1800 UV-aggregat. 29. mars

Folkehelseinstituttet (FHI) (2007): Uttalelse vedr. kapasiteten på Wedeco BX 1800 UV-aggregat til Glitrevannverket IKS. 31. august

Folkehelseinstituttet (FHI) (2008): Høringsinnspill og pers. komm. V. Lund og T. Krogh

Gates, F. L. (1929): A study of the bactericidal action of ultraviolet light II: The effect of various environmental factors and conditions. *Jour. Gen. Physiol.*, 13: 249-260

Gates, F. L. (1930): A study of the bactericidal action of ultraviolet light III: The absorption of ultraviolet light by bacteria. *Jour. Gen. Physiol.*, 14: 31-42

Gjerstad, K.O. (2004): Hygieniske barrierer og svikt i vannforsyningen – Hva har gått galt? NORVAR-rapport 136/2004

Gøytil, S. og Liane, S. (2004): Erfaringer med klorering og UV-stråling for desinfeksjon av drikkevann. NORVAR-rapport 139/2004

Haider, T., Sommer, R., Knasmüller, S., Eckl, P., Pribil, A. and Kundi, M. (2002): Genotoxic response of Austrian groundwater samples treated under standardized UV (254 nm) – disinfection conditions in a combination of three different bioassays, *Water Research*, 36: 25-32

Helma, C., Sommer, R., Schulte-Hermann, R. and Knasmüller, S. (1994): Enhanced clastogenicity of contaminated groundwater following UV irradiation detected by the *Tradescantia* micronucleus assay. *Mutat. Res.*, 323:93-98

Helse- og omsorgsdepartementet (2001): Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften). FOR 2001-12-04 nr. 1372

Hem, L. J. and Charnock, C. (1999): Biofilm formation potential in Norwegian drinking waters. The influence of raw water quality and treatment technology. *Proceedings, 1999 AWWA annual conference*

Hem, L. J. (2000): Langsiktig økning av fargetallet I Farris – årsaker og mulige tiltak. Aquateam-rapport 00-001

Hem, L. J., Hartnik, T., Roseth, R. and Breedveld, G. (2003): Photochemical degradation of benzotriazole. *Journal of Environmental Science and Health Part A Toxic/Hazardous Substances & Env. Engineering*, A38:3:471-481

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

Hem, L. J. og Thorsen, T. (2008): Driftserfaringer med membranfiltrering. NORVAR-rapport 160/2008

Henri, V., Helbronner, A. and de Recklinghausen, M. (1910a): Nouvelle Recherches sur la Sterilization de Grandes Quantités d'Eau par les Rayons Ultraviolets. *Compt. Rend. Acad. Sci.*, 151: 677-683

Henri, V., Helbronner, A. and de Recklinghausen, M. (1910a): Sterilization de Grandes Quantités d'Eau par les Rayons Ultraviolets. *Compt. Rend. Acad. Sci.*, 150: 932-934

Henri, V. and Moycho, V. (1914): Actions des Rayons Ultraviolets Monochromatique dur les Tissus. Measure de L'Energie de Rayonnement Correspondant au Coup de Soleil. *Compt. Rend. Hebd. Seances Acad. Sci.*, 158: 1509-1511

Hijnen, W. A. M., Beerendonk, E. F. and Medema, G. J. (2006): Inactivation credits of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water, a review. *Wat. Res.*, 40:3-22

Hoyer, O. (2002): Full-scale validation testing of large UV reactors – the German DVGW Standard W 294. Proc. 2002 AWWA Ann. Conf., New Orleans

Hoyer, O. (1998): Testing performance and monitoring of UV systems for drinking water disinfection. *Water Supply* 16(1-2): 424-429

Hubel, R. E. (2007): UV disinfection downtime; effects and mitigation. *Journ. AWWA*, 99:4:140-147

Ijpelaar, G. F., Harmsen, D. J. H. and Heringa, M. (2007): UV disinfection and UV/H₂O₂ oxidation: By-product formation and control. Techneau-report D2.4.1.1 (www.techneau.eu)

Jagger, J. (1967): *Introduction to research in ultraviolet photobiology*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall, Inc

Johannesen, L.T. (2008): Høringsinnspill, Okt.

Kelner, A. (1949 a): Effect of visible light on the recovery of *Streptomyces griseus condidia* from ultraviolet irradiation injury. *Proc. Natl. Acad. Sci. US*, 35(2): 73-79

Kelner, A. (1949 b): Photoreactivation of ultraviolet-irradiated *Eschericia coli*, with special reference to the dose-reduction principle and to ultraviolet-induced mutation. *Jour. Bacteriol.*, 58:511-522

Kristensen, T. (2008): Høringsinnspill

Kristiansen, J. F. (2000): Rapport om drikkevann i Oslo år 1999. Oslo kommune. Vann- og avløpsetaten

Kristiansen, J. F. (2001): Rapport om drikkevann i Oslo år 2000. Oslo kommune. Vann- og avløpsetaten

Kristiansen, J. F. (2002): Rapport om drikkevann i Oslo år 2001. Oslo kommune. Vann- og avløpsetaten

Kristiansen, J. F. (2003): Rapport om drikkevann i Oslo år 2002. Oslo kommune. Vann- og avløpsetaten

Kristiansen, J. F. (2004): Drikkevannskvalitet. Fagrapport 2/2004. Oslo kommune. Vann- og avløpsetaten

Kruithof, J.C., van der Leer, R.C. and Hijnen, A.M. (1992): Practical experiences with UV disinfection in the Netherlands. *Journ. Water Sci. and Techn. Aqua*, 41:88-94

Kvalheim, M. (2008): Høringsinnspill til UV-rapport, Okt

Larason, T. and Ohno, Y. (2006): Calibration and characterization of UV sensors for water disinfection. *Metrologia*, 43:s151-s156

Linden, K.G., Batch, L. and Schulz, C. (2002): UV disinfection of filtered water supplies: Water quality impacts on MS-2 dose-response curves. Proc. AWWA ann. conf., New Orleans, LA, June 16-20

Lorch, W. (1987): *Handbook of Water Purification*. 2nd ed. Chichester, UK: Ellis Horwood

Lund, V. (2008): Personlig meddelelse/høringskommentarer. Nasjonalt folkehelseinstitutt

Malley, J. (2000): The state of the art in using UV disinfection for waters and wastewaters in North America. Proc. Enviro 2000 – Australian Water Association (AWA), Sydney, Australia, April 9-13

Malley, J.P., Shaw, J.P. and Ropp, J.R. (1996): Evaluation of by-products produced by treatment of groundwaters with ultraviolet irradiation. AWWARF, Denver, Colorado

Mackay, E. D., Malley J. Jr, Hargey, T. M. and Cushing, R. S. (2000): MS-2 bioassays and *Cryptosporidium* challenges; comparing and contrasting UV reactor validation techniques. Proc. AWWA Water Quality and Technology Conference

Mamane-Gravetz, H. and Linden, K.G. (2004): Impact of particle aggregated microbes on UV disinfection. Proc. AWWA Water Quality Technology Conf. San Antonio, TX, Nov 14-18

Mattilsynet (2005): Veileder til drikkevannsforskriften. Revidert utgave i 2005.
http://www.mattilsynet.no/mattilsynet/multimedia/archive/00017/Drikkevannsforskrift_17819a.pdf

Mofidi and K.G. Linden (2004): Disinfection effectiveness of ultraviolet (UV) light for heterotrophic bacteria leaving biologically active filters. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*, 53:8, 553-566

Momba, M. N. B., Cloete, T. E., Venter, S. N. and Kfir, R. (1999): Examination of the behaviour of *Escherichia coli* in biofilms established in laboratory-scale units receiving chlorinated and chloraminated water. *Water Research*, 33:13:2937-2940

Morton, R. A. and Haynes, R.H. (1967): Changes in the ultraviolet sensitivity of *Escherichia coli* during growth in batch cultures. *Journal of Bacteriology* 97(3):1379-1385

Mosevoll, G. (2007): Personlig meddelelse. Skien kommune. Presentasjon av temperaturmålinger i Norsjø utført av Labnett Skien i 2003-2004

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

Nessim, Y. and Gehr, R. (2006): Fouling mechanisms in a laboratory-scale UV-disinfection system. *Water Environment Research*, Vol. 78, pp. 2311-2323

Norsk Standard NS 9462 (2006):

Oguma K., Katayama, H. and Ohgaki, S. (2002): Photoreactivation of *Escherichia coli* after low- or medium-pressure UV disinfection determined by an endonuclease sensitive site assay. *Appl. Env. Microbiol.*, 68(12): 6029-6035

Oppenheimer, J., Gillogly, T., Stolarik, G. and Ward, R. (2002): Comparing the efficiency of low and medium pressure UV light for inactivating *Giardia muris* and *Cryptosporidium parvum* in waters with low and high levels of turbidity. Proc. AWWWA ann. Conf. and Exhibition, New Orleans, LA, June 16-20

Parker, J.A. and Darby, J.L. (1995): Particle-associated coliforms in secondary effluents: Shielding from ultraviolet light disinfection. *Water Environment Research* 67:1065-1075

Parkinson, A., Barry, M. J., Roddick, F. A. and Hobday, M. D. (2001): Preliminary toxicity assessment of water after treatment with UV-irradiation and UVC/H₂O₂. *Water Research*, 35:15:3656-3664

Passantino, L., Malley, J., Knudson, M., Ward, R. and Kim, J. (2004): Effect of low turbidity and algae on UV disinfection performance. *Journ. AWWA* 96:128-137

Pickett, J. E.; Moore, J. E. (1995): Photodegradation of UV-absorbers – kinetics and structural effects. *Angewandte Makromolekulare Chemie*, 232:Oct:229-238

Pryor, M., Springthorpe, S., Riffard, S., Brooks, T., Huo, Y., Davis, G. and Sattar, S. A. (2004). Investigation of opportunistic pathogens in municipal drinking water under different supply and treatment regimes. *Water Science and Technology*, 50:1:83-90

Reynolds, C.S. (1984): *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Roaldset, M. (2008): Pers. kommunikasjon og høringsinnspill, okt.

Scheible, K. et al. (2003): Validation facilities for drinking water UV systems. *IUVA News*, 5:4:24

Scheible, O.K. and Bassell, C.D. (1981): Ultraviolet disinfection of a secondary wastewater treatment plant effluent. *EPA Report No. EPA-600/S2-B1-152*. Cincinnati, Ohio: US Environment Protection Agency

Severin, B.F., Duldán, M.T. and Englebrecht, R.S. (1983): Effects of temperature on ultraviolet light disinfection. *Env. Sci. and Technology* 17:717-721

Shaw, J. P., Malley, J. P. Jr and Willoughby, S. A. (2000): Effects of UV irradiation on organic matter. *Journ. AWWA*, 92:4:157-167

SINTEF Energiforskning (2007): Pers. kommunikasjon H. Seljeseth

Seim, A. (2007): Personlig meddelelse. Bergen Vann KF.

Seim, A. (2008): Høringsinnspill, Oktober

Sommer, R. et al. (1997): New requirements for UV plants in drinking water disinfection – Practical experiences obtained at the first test stand for prototype testing. 21st Int. Water Supply Congress & Exhibition, Madrid, Spain

Sommer, R., Cabaj, A., Hirschmann, G., Pribil, W. and Haidler, T. (2002): UV disinfection of drinking water in Europe: Application and regulation. Proc. 1st Asia Regional Conf. on ultraviolet technology for water, wastewater, and environmental applications. Scottsdale, Ariz.: International Ultraviolet Association

Sommer, R. (2008): UV Guidelines – Europe. Proc. UV-workshop, Imperial College, London, 15. Sep.

Talgø, S. (2007): Parallell testing av flere UV-anlegg. Proc. Tekna: Behandlingsmetoder for drikkevann, 9-10. oktober.

Templeton, M. (2008): UV Disinfection of Drinking Water: Opportunities, Limitations, and the UK Context. Proc. UV-workshop, Imperial College, London, 15. Sep

Templeton, M., Andrews, R.C. and Hoffman, R. (2004): Particle characteristics influencing the UV disinfection of drinking waters. Proc. AWWA Water Quality Technology Conf. San Antonio, TX, Nov 14-18

Templeton, M., Hoffman, R., Andrews, R. and Whitby, E. (2003): UV inactivation of floc-associated MS-2 coliphage. Proc. AWWA Water Quality Technology Conf. Philadelphia, PA, Nov 2-6

Thorsen, Ø. (2008): Personlig meddelelse. Sterner Aquatech

USEPA, Office of Water (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>

World Health Organization (WHO) (2006): Guidelines for drinking-water quality, 3rd ed.
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/en/

Wolfe, R.L. (1990): Ultraviolet disinfection of potable water. Current technology and research needs. *Environ. Sci. & Technology*, 24, No. 6, pp. 768-773

Wright, H., Gaithuma, D. Greene, D. and Aieta, M. (2006): Integration of validation, design and operation provides optimal implementation of UV disinfection. JAWWA, Oct 2006, pp. 81-92

Wright, H. et al. (2003): Experiences developing and using a large-scale UV reactor validation facility. 2nd Int. Conf. on Ultraviolet Technologies, Vienna, Austria

Wright, H.B., Mackey, E.D. and Cushing, R.S. (2002): Impact of UV intensity sensor properties of dose delivery compliance monitoring for monochromatic and polychromatic UV disinfection systems. Proc. Water Environment Foundation/AWWA 2002 Ann. Conf., St. Petersburg, FL, Feb 17-20

Zoeteman, B.C., Hrubec, J., de Greef, E. and Kool, H.J. (1982): Mutagenic activity associated with by-products of drinking water disinfection by chlorine, chlorine dioxide, ozone and UV-irradiation. *Env. Health Perspect.*, 46:197-205

ÖNORM (2001): Plants for disinfection of water using ultraviolet radiation: Requirements and testing, Part 1: Low Pressure Mercury Lamp Plants. ÖNORM M 5873-1. Österreichisches Normungsinstitut, Vienna, Austria: www.on-norm.at

ÖNORM (2003): Plants for disinfection of water using ultraviolet radiation: Requirements and testing, Part 2: Medium Pressure Mercury Lamp Plants. ÖNORM M 5873-2. Österreichisches Normungsinstitut, Vienna, Austria: www.on-norm.at

Örmeci, B. and Linden, K.G. (2003): Inactivation and detection of particle-associated microorganisms. Proc. 2nd Intern. Congress on Ultraviolet Technologies, July 9-11, Vienna, Austria

Vedlegg 1. UV-transmisjon og UV-absorbans (SSK, m⁻¹)

Dette vedlegget viser tabellarisk hvordan den målte UV-transmisjonsverdi avhenger av den anvendte kyvettelenge (lysvei), og det er vist sammenhørende verdier av UV-transmisjon (%) for kyvettelengder på 100 mm (10 cm), 50 mm (5 cm) og 10 mm (1 cm). Siste kolonne i tabellene angir også UV-absorbansen i m⁻¹. (Absorbansen er angitt som spektral absorpsjonskoeffisient, SSK).

De aktuelle omregningsformler er angitt under tabellene.

Conversions formulas for the spectral transmittance for 100 mm, 50 mm and 10 mm path length and for the spectral attenuation coefficient **SSK**

%T 100	%T 50	%T 10	SSK (m ⁻¹)
0,1	3,16	50,12	30,000
0,25	5,00	54,93	26,021
0,5	7,07	58,87	23,010
1	10,00	63,10	20,000
2	14,14	67,62	16,990
3	17,32	70,42	15,229
4	20,00	72,48	13,979
5	22,36	74,11	13,010
6	24,49	75,48	12,218
7	26,46	76,65	11,549
8	28,28	77,68	10,969
9	30,00	78,60	10,458
10	31,62	79,43	10,000
11	33,17	80,19	9,586
12	34,64	80,89	9,208
13	36,06	81,54	8,861
14	37,42	82,15	8,539
15	38,73	82,72	8,239
16	40,00	83,26	7,959
17	41,23	83,76	7,696
18	42,43	84,24	7,447
19	43,59	84,70	7,212
20	44,72	85,13	6,990
21	45,83	85,55	6,778
22	46,90	85,95	6,576
23	47,96	86,33	6,383
24	48,99	86,70	6,198
25	50,00	87,06	6,021
26	50,99	87,40	5,850
27	51,96	87,73	5,686
28	52,92	88,05	5,528
29	53,85	88,36	5,376
30	54,77	88,66	5,229
31	55,68	88,95	5,086
32	56,57	89,23	4,949
33	57,45	89,51	4,815

%T 100	%T 50	%T 10	SSK (m ⁻¹)
34	58,31	89,77	4,685
35	59,16	90,03	4,559
36	60,00	90,29	4,437
37	60,83	90,54	4,318
38	61,64	90,78	4,202
39	62,45	91,01	4,089
40	63,25	91,24	3,979
41	64,03	91,47	3,872
42	64,81	91,69	3,768
43	65,57	91,91	3,665
44	66,33	92,12	3,565
45	67,08	92,33	3,468
46	67,82	92,53	3,372
47	68,56	92,73	3,279
48	69,28	92,92	3,188
49	70,00	93,11	3,098
50	70,71	93,30	3,010
51	71,41	93,49	2,924
52	72,11	93,67	2,840
53	72,80	93,85	2,757
54	73,48	94,02	2,676
55	74,16	94,20	2,596
56	74,83	94,37	2,518
57	75,50	94,53	2,441
58	76,16	94,70	2,366
59	76,81	94,86	2,291
60	77,46	95,02	2,218
61	78,10	95,18	2,147
62	78,74	95,33	2,076
63	79,37	95,48	2,007
64	80,00	95,64	1,938
65	80,62	95,78	1,871
66	81,24	95,93	1,805

%T 100	%T 50	%T 10	SSK (m ⁻¹)
67	81,85	96,07	1,739
68	82,46	96,22	1,675
69	83,07	96,36	1,612
70	83,67	96,50	1,549
71	84,26	96,63	1,487
72	84,85	96,77	1,427
73	85,44	96,90	1,367
74	86,02	97,03	1,308
75	86,60	97,16	1,249
76	87,18	97,29	1,192
77	87,75	97,42	1,135
78	88,32	97,55	1,079
79	88,88	97,67	1,024
80	89,44	97,79	0,969
81	90,00	97,91	0,915
82	90,55	98,04	0,862
83	91,10	98,15	0,809
84	91,65	98,27	0,757
85	92,20	98,39	0,706
86	92,74	98,50	0,655
87	93,27	98,62	0,605
88	93,81	98,73	0,555
89	94,34	98,84	0,506
90	94,87	98,95	0,458
91	95,39	99,06	0,410
92	95,92	99,17	0,362
93	96,44	99,28	0,315
94	96,95	99,38	0,269
95	97,47	99,49	0,223
96	97,98	99,59	0,177
97	98,49	99,70	0,132
98	98,99	99,80	0,088
99	99,50	99,90	0,044
100	100,00	100,00	0,000

$$\%T\ 50 = 100 * (\%T\ 100 / 100)^{0,5}$$

$$\%T\ 10 = 100 * (\%T\ 100 / 100)^{0,1}$$

$$SSK = 20 \cdot 10 \cdot \log_{10}(\%T\ 100) \quad [m^{-1}]$$

Ref.:

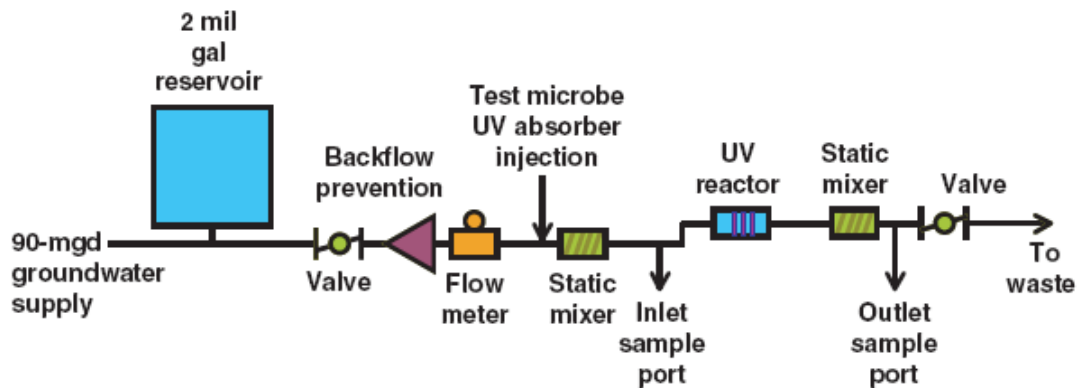
ÖNORM M 5873-1, 2001-03-01, Anlagen zur Desinfektion von Wasser mittels Ultraviolett-Strahlen
Anforderungen und Prüfung - Anlagen mit Quecksilberdampf-Niederdruckstrahlern,
Österreichisches Normungsinstitut.

Vedlegg 2. Mer om biodosimetrisk validering og ulike standarder

Biodosimetrisk testing.

Validering av UV-reaktorer kan gjøres på spesielle teststasjoner. Teststasjoner med ulik størrelse og kapasitet finnes i Tyskland (DVGW, Hoyer 2002), Østerrike (ÖNORM, Sommer et al, 1997) og USA, i New York (Scheible et al, 2003) og i Portland, Oregon (Wright et al, 2003).

Figur V2.1 viser et flytskjema for teststasjonen i Portland, USA.



Figur V2.1 Flytskjema for test-/valideringsstasjon for UV-aggregater, Portland, Oregon, USA (Wright 2006).

All valideringstesting etter tysk standard skjer ved DVGWs testfasilitet for full-skala validering av UV-aggregater. Testtriggen har utstyr og opplegg for vanntilførsel og avløp, dosering av *Bacillus subtilis* og fargestoff (for å gi ulike nivåer av UV-transmisjon), innblanding/miksing, UV-aggregat med sensor, måling av UV-transmisjon, vannmåling og prøvetaking. Det tas innløps- og utløpsprøver for analyse av *Bacillus subtilis* i hver driftssituasjon, gjerne flere, og hver enkel driftssituasjon karakteriseres ved sine spesifikke verdier for vannføring og UV-transmisjon.

Selve testen utføres ved at man først lager en dose-responskurve i en laboratorietest. Sammenhengen mellom dosen og log-reduksjon beregnes som en annengradsfunksjon av dosen. Derneft gjennomføres full-skala feltforsøk der vannproduksjon, UV-transmisjon, UV-intensitet og inaktivering måles. Ett av resultatene er en kurve som viser sammenhengen mellom UV-transmisjon og målt UV-intensitet, en sammenheng som er uavhengig av vannproduksjonen. Basert på oppnådd inaktiveringsgrad (log-reduksjon) med UV-aggregatet beregnes så den ekvivalente full-skala UV-dose (RED – reduction equivalent dose) som funksjon av UV-absorbans, avlest UV-intensitet, UV-intensitet ved 100 % energi-input og vannmengde:

$$\log(\text{RED}) = a + b \cdot \log(\text{UVabs}) + c \cdot \log(S/S_0) + d \cdot \log(1/Q) \quad (\text{V2.1})$$

der a , b , c , og d er konstanter, UVabs er UV-absorbans ved 254 nm, S er UV-intensitet målt av UV-sensoren, S_0 er UV-intensitet ved maksimal energi-input ved lampenes maksimale levetid og den aktuelle UV-transmisjonen, og Q er vannføring gjennom UV-aggregatet.

Det er viktig å være klar over at ulike plasseringer av UV-sensoren kan gi ulike resultater. Dette fordi UV-intensiteten vil variere i UV-reaktoren, bl.a. med avstanden fra UV-lampen, og fordi UV-sensorer er relativt grove, masseproduserte instrumenter med

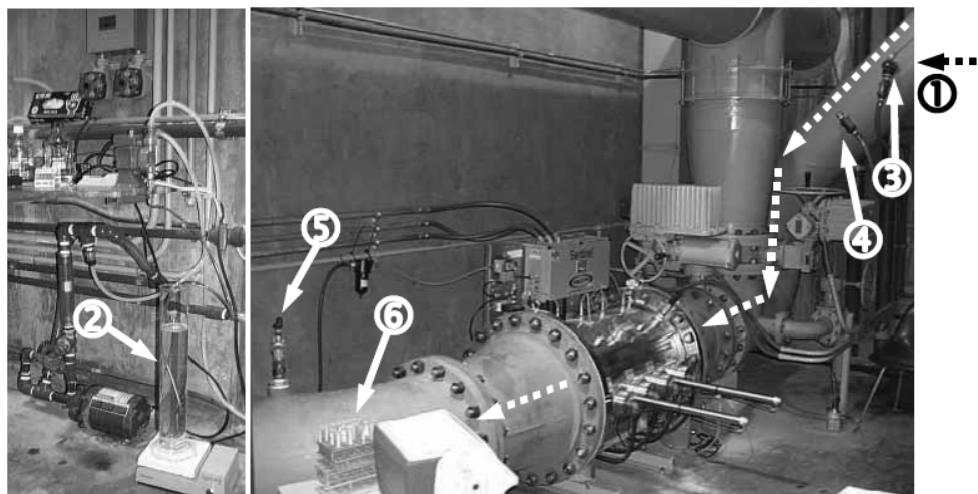
en relativt stor måleusikkerhet. Der det er flere sensorer i kammeret er det derfor den som gir lavest intensitets-avlesning en skal ta hensyn til.

USEPA tillater også at valideringstester kan utføres på stedet (on-site), det vil si at valideringen skjer ute på et egnet vannbehandlingsanlegg. Figur V2.2 viser et opplegg for en validering i form av en biodosimetrisk test ("challenge test") av et UV-anlegg i full skala i La Verde, California (Mofidi and Linden, 2004). Vannbehandlingen i forsøksanlegget besto av forozonering (13 min kontakttid), koagulering (jernklorid og kationisk polymer), mixing, flokkulering og sedimentering, biofiltrering (anthrasitt og sand), UV-desinfeksjon og kloraminering. Colifag (MS-2) ble anvendt som testorganisme. Kolifagene ble dosert over en periode på 4 minutter, og slik at konsentrasjonen i vannstrømmen ble ca. 4×10^6 pr. mL. Valideringen skjedde med utstyr og steady-state forsøksbetingelser som følger:

- UV-lamper: 4 stk UV-lamper á 4 kW (mellomtrykk)
- Vannføring: $8 \text{ m}^3/\text{s}$ (dvs. $28800 \text{ m}^3/\text{h}$)
- Temperatur: $14.1 \pm 1.3 \text{ }^\circ\text{C}$
- pH: 7.9 ± 0.1
- Turbiditet: $0.07 \pm 0.01 \text{ NTU}$
- Hardhet: $210 \pm 35 \text{ mg/L}$ som CaCO_3 (dvs. $84 \pm 14 \text{ mg/L}$ som Ca)
- UV-transmisjon: $96.8 \pm 1.0 \text{ \% cm}^{-1}$

Under disse betingelsene ble det beregnet en ekvivalent dose (lav-trykk) på 58 mJ/cm^2 med alle 4 lamper i drift (nye lamper). Med hensyn til pH og turbiditet vil disse verdiene samsvare rimelig godt med de verdier man kan forvente etter en effektiv humusfjerning i Norge, mens temperatur- og hardhetsverdiene er høyere og UV-transmisjon noe høyere.

On-site (lokal) validering kan i utgangspunktet tenkes utført også i Norge, eksempelvis på eksisterende anlegg med flere parallelle UV-aggregater og gjerne med bruk av *Bacillus subtilis*. Folkehelseinstituttet har imidlertid uttalt at man av praktiske og økonomiske årsaker anser lokal validering som lite realistisk/ønskelig (Lund 2007), noe som også må innebære at en eventuell revalidering som følge av systemendringer av betydning for doseleveranse og dosemåling bare kan skje på dedikerte valideringsstasjoner i USA, Østerrike eller Tyskland.



Figur V2.2. Opplegg for lokal validering/biodosimetrisk testing av et fullskala testanlegg for UV desinfeksjon. 1 = Innløp biofiltrert vann (til 18 toms rør); 2 = Doserings-løsning av MS-2 colifager ($1011/\text{mL}$) med dosering av 300 mL/min ; 3 = Vannuttak for preparering av MS-2 slurry; 4 = Injeksjonspunkt for MS-2; 5 = Prøvepunkt for UV-behandlet utløpsvann; 6 = MS-2 prøverør og iskjøling (Mofidi and Linden, 2004).

Leverandørens spesifikasjoner før en biodosimetrisk validering

Spesifikasjonene nedenfor er basert på USEPAs (2006) sjekklister med hensyn til de spesifikasjoner en leverandør bør anskaffe/opplyse i forkant av en biodosimetrisk validitetstesting.

Generelt

- ☐ Dimensjoner og plasseringer av alle "våte" komponenter i UV-reaktoren, eksempelvis UV-lamper, kvartsrør, UV-sensorer, vaskesystemer, m.v.
- ☐ En teknisk beskrivelse av lampeplassering i kvartsrøret
- ☐ Spesifikasjoner for UV-sensoren, herunder dimensjoner og toleransenivåer som har betydning for sensorens posisjonering i forhold til lampene. Oppgi også spesifikasjoner for eventuelle sensorvinduer med hensyn til materiale, tykkelse og UV-transmisjon
- ☐ Teknisk beskrivelse av strategien for dosemåling, herunder bruk av sensorer, signalbehandling og eventuelle beregninger

UV-reaktor

- ☐ Teknisk beskrivelse, herunder inn- og utløpsrør, ledevegger, prøvetakingspunkter, m.m.

UV-lamper

- ☐ Lampeprodusent og produktnummer
- ☐ Teknisk beskrivelse
- ☐ Strømforsyning/Nominell effekt
- ☐ Elektrodeavstand
- ☐ Utstrålte bølgelengdeområder for nye og gamle lamper. Angis i intervaller på 5 nm eller mindre over et område som inkluderer det germicidale (250-280 nm) og responsområdet for UV-sensoren
- ☐ Kvikksølvinnhold
- ☐ Diameter på UV-lampen (envelope)

Kvartsrør

- ☐ Teknisk beskrivelse inklusive diameter på kvartsrøret
- ☐ Materiale
- ☐ UV-transmisjon (ved 254 nm for LP og LPHO-lamper, og ved 200-300 nm for MP lamper med sensorer som opererer innen det germicidale området)

UV-sensorer (referanse- og duty sensorer)

- ☐ Produsent og produktnummer
- ☐ Teknisk beskrivelse, inklusive ytre dimensjoner
- ☐ Data og beregninger som viser hvordan UV-sensorens total måleusikkerhet kan beregnes ut fra individuelle sensordata

Sensormålinger/-spesifikasjoner

- ☐ Arbeidsområde
- ☐ Spektral og angulær respons
- ☐ Linearitet
- ☐ Kalibreringsfaktor
- ☐ Temperaturstabilitet
- ☐ Langtidsstabilitet

Beskrivelser og spesifikasjoner for annet måleutstyr

- ☐ Vannføringsmålere
- ☐ UV-transmisjonsmålere
- ☐ UV-sensorer
- ☐ Driftstimetellere

- EL-måleutstyr
- Produsent, modell og kalibreringssertifikater, m.v.

Installasjon og drift

- Vannføring, trykktap og trykkklasse for UV-reaktor
- Monteringsanvisning og installasjonsinstruks
- EL-spesifikasjoner mht spenning, frekvens, strømstyrke og effekt
- Drifts- og vedlikeholdsmanualer, herunder vaskeprosedyrer, reservedeler og sikkerhetsmessige forhold inklusive informasjon om elektrisk frakobling, beskyttelse av øyne/hud overfor UV-lys, sikker håndtering av UV-lamper, samt anbefalinger for håndtering/opprenskning av kvikksølv ved lampebrekkasje.

Valideringsrapporter og resultater

Resultatene fra hver enkelt driftssituasjon i en valideringstest kan presenteres som i tabell V2.1.

Merk at doseberegningen benytter en formel fra en laboratorietest, og at formelen angir at man trenger en dose på minst 13,3 mJ/cm² ("offset") før man oppnår noen som helst reduksjon i konsentrasjonen av *Bacillus subtilis*. Det er en lineær sammenheng mellom beregnet ekvivalent dose og oppnådd inaktiveringsgrad (log reduksjon).

Testresultatene presenteres gjerne i en eller flere tabeller, som illustrert under i tabell V2.2.

På bakgrunn av resultatene i tabell V2.2, samt tester med andre UV-transmisjoner og andre energi-input, kan formelen for ekvivalent dose (RED) uttrykkes som følger:

$$\log(\text{RED}) = 3,40 - 2,519 \cdot \log(\text{UV-abs}) + 0,166 \cdot \log(S/S_0) + 0,409 \cdot \log(1/Q)$$

eller

$$\text{RED} = 2,5 \cdot 10^3 \cdot (\text{UV-abs})^{-2,519} \cdot (S/S_0)^{0,166} \cdot (1/Q)^{0,409}$$

der UV-abs angis i 1/m, Q i m³/h og dose i mJ/cm²

Merk at for dette aggregatet er dosen omvendt proporsjonal med $Q^{0,409}$ når UV-absorbansen og sensoravlesningen er konstant. For flere andre aggregater der formelen for RED er oppgitt i godkjenningen er RED nærmere en lineær funksjon av 1/Q, og i en ideell (teoretisk) reaktor vil en nettopp ha en slik lineær sammenheng.

Tabell V2.1. Resultater fra én driftssituasjon i en valideringstest (etter Hoyer, 2002)

Test nr.	AF		
Vannføring	2000 m ³ /h	Energi input	61 %
Lamper/rader	72/8	UV-transmisjon (5 cm)	90 %

Sensorposisjon	1	2	3	4	5	6	7	8
W/m ²	14,2	12,7	14,6	15,2	16,3	16,3	15,0	12,5

Bacillus subtilis sporer	ATCC6633
Batch nr	280201
Dato	05.03.01
D	13,3 mJ/cm ²
K	13,5 mJ/cm ²
Log (N/N ₀)	1,13-3,30=-2,17
Dose (mJ/cm ²)=D-K•log(N/N ₀)	13,3-13,5*(-2,17)=42,5 mJ/cm ²

Innhold av <i>Bacillus subtilis</i> før UV (0,02 ml/plate)					
Plate nr	1	2	3	Middel (cfu/ml)	log
Prøve nr					
1	42	52	47	2350	3,37
2	37	27	30	1567	3,19
3	40	43	25	1800	3,26
4	38	39	58	2250	3,35
5	43	40	38	2017	3,30
Middel					3,30
Standardavvik					0,06

Innhold av <i>Bacillus subtilis</i> etter UV (3 ml/plate)					
Plate nr	1	2	3	Middel (cfu/ml)	log
Prøve nr					
1	50	36	29	12,8	1,11
2	59	53	30	15,8	1,20
3	56	41	41	15,3	1,19
4	46	30	39	12,8	1,11
5	36	28	33	10,8	1,03
Middel					1,13
Standardavvik					0,06

Tabell V2.2. Resultater fra en del av en on-site full-skala valideringstest (etter USEPA, 2006) (Testen ble utført med tre ulike UV-transmisjoner, hhv. 44, 59 og 77 % (5 cm), og med tre ulike energi input: 3,2; 5,6 og 8,0 kW.)

UVT (5 cm) (%)	Vannproduksjon (m ³ /h)	Energi input (kW)	Intensitet (W/m ²)	Log reduksjon			Dose (RED) (mJ/cm ²)		
				1	2	3	1	2	3
77	2000	8,0	303,1	1,13	1,11	1,17	15,7	15,4	16,3
77	1000	8,0	307,9	1,36	1,35	1,34	19,2	19,0	19,0
77	500	8,0	297,9	1,66	1,63	1,67	23,9	23,5	24,1

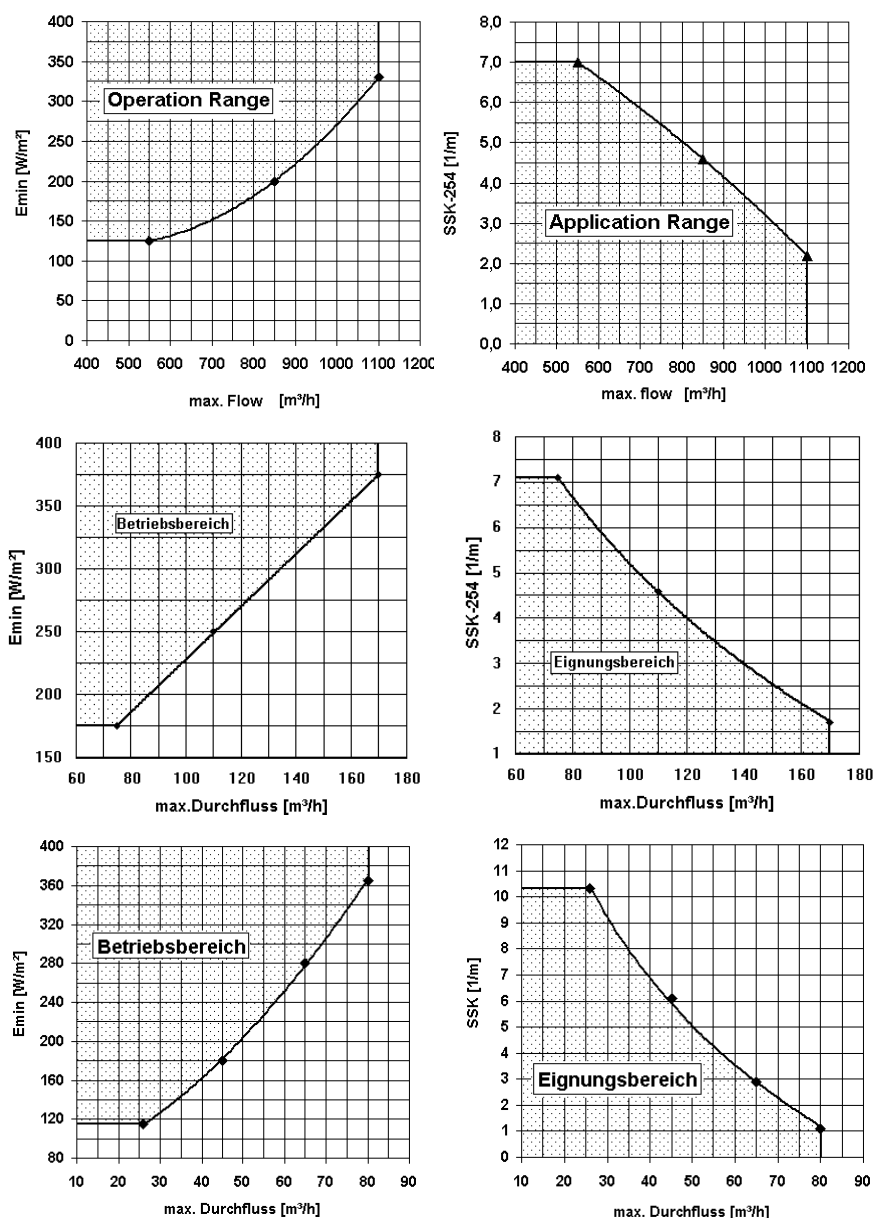
En biodosimetrisk dose på 40 mJ/cm² er ment å være så høy at den er tilstrekkelig til å gi nødvendig inaktivering av de organismene UV-desinfeksjonen skal utgjøre en barriere mot, og skal da ta hensyn til usikkerhet knyttet til valideringstesten mens effektene av aldring av lampene er håndtert i selve testen.

Med utgangspunkt i resultatene fra valideringstestene kan det lages kurver og tabeller som viser hvordan kravet til en UV-dose (40 mJ/cm²) kan oppfylles for ulike kombinasjoner av UV-intensitet og vannføring gjennom UV-aggregatet ("valideringsområdet"). Drift av UV-aggregater for å sikre at dosekravet til enhver tid oppfylles er nærmere omtalt i rapportens kapittel 10, og et eksempel på slike kurver er vist i figur 10.1. For at man skal ha en drift innenfor godkjenningens-/verifiseringsområdet for UV-reaktoren må man drifte UV-anlegget slik at man til enhver tid har et "driftspunkt" som ligger innenfor godkjenningsområdet, dvs. ligger over kurven som gjelder for det antall aggregater som er i drift.

Eksempler på sertifiserings-/valideringsområder for tre ulike UV-reaktorer er vist i figur V62.3. Her fremgår hvilke områder for vannstrøm (flow i m³/h), UV-intensitet (W/m²) og UV-transmisjon (dvs UV-absorpsjon SSK, 1/m).

For å sikre at UV-anleggene driftes slik at man befinner seg innenfor det validerte (godkjente) området for vannføring, UV-intensitet og UV-transmisjon, er det viktig med en god driftskontroll. USEPA (2006) og Wright et al. (2006) omtaler to prinsipielt ulike måter for styring og kontroll av UV-dosen, basert på:

- 1) Set-punkter for UV-intensitet og vannføring. Her tas det utgangspunkt i den UV-intensiteten som er nødvendig for å oppfylle kravet til UV-dose ved en gitt vannføring. Dette vil si det samme som at en til enhver tid må drive UV-reaktoren slik at man har et driftspunkt som ligger innefor de skraverte områder i figur V6.3 (eller over kurvene i figur 10.1). I dette tilfellet er det ikke nødvendig å kjenne til UV-transmisjonen, siden denne tas hensyn til ved at UV-intensiteten registreres gjennom vannet. Dersom den nødvendige dosen settes lik 40 mJ/cm^2 tilsvarer denne metoden det som benyttes av DVGW.
- 2) Doseberegningssligning. Man kan også foreta en beregning av UV-dose ut fra vannføring, UV-intensitet og UV-transmisjon, basert på resultatene fra valideringen.



Figur V2.3. Eksempel på validering av 3 ulike UV-aggregater etter tysk DVGW-standard med tillatte områder for UV-intensitet, vannføring og UV-absorpsjon (SSK) (Hoyer 2005)

Ulike valideringsstandarder

Rapporten har påpekt flere ulikheter i de ulike valideringsstandardene. I tabell V2.3 er det foretatt en sammenligning av de ulike valideringsstandardene (Sommer 2008).

Tabell V2.3 Sammenligning av ulike valideringsstandarder (Sommer 2008).

Comparison of International Standards of selected specific requirements LP (low pressure system), MP (medium pressure system)			
	US-EPA	DVGW	ÖNORM
Required REF (RED) (253,7 nm) J/m ² (mJ/cm ²)	120 (12) – 1860 (186)	400 (40)	400 (40)
Biodosimeter, Challenge Micro-organism (measuring range, J/m ²)	e.g.: <i>B. subtilis</i> spores (200 – 600) MS2 (0 – 700) PHI X 174 (0 – 110) T7 (0 – 20)	<i>B. subtilis</i> spores (200 – 600)	<i>B. subtilis</i> spores (200 – 600)
Surveillance during practical operation)	Calculated dose approach	UV irradiance (W/m ²) operating range	UV irradiance (W/m ²) operating range

	US-EPA	DVGW	ÖNORM
Analysis of experimental data of biodosimetry	validation and bias factors are included (e.g. REF bias, MP bias)	the REF data (> 380 J/m ²), are used as 400 J/m ²	REF ≥ 400 J/m ² ; 400-600 J/m ² ; flow adjusted to 400 J/m ² ; ≥ 15% safety factor for the measuring uncertainty of the system sensor
Spectrum of MP lamps	200 – 400 nm	240 – 400 nm	240 – 400 nm

Sommer, Cabaj, Hirschmann and Haider (2008).
Ozone: Science & Engineering (30/1) 43 – 48

Nitrite:
EU parametric value:
0,1 mg/L NO₂

USEPA benytter en noe annen fremgangsmåte ved valideringen enn det man har i Europa (DVGW og ÖNORM), foruten at de benytter bakteriofager (MS2), coliforme bakterier eller T1-fager som indikatororganismer. Bakgrunnen for dette er at MS-2 synes å oppføre seg mer som "ekte" kolloider enn det sporene gjør, noe som gjør det enklere å sikre representativ prøvetaking og distribusjon i UV-kammeret (Mackey et al., 2000).

En viktig grunn til den senere tids sterkt økende interesse for UV-desinfeksjon i USA er denne metodens evne til å inaktivere parasitter som er resistente mot klor. I USA er også kravet til log-reduksjon avhengig av nivået av patogener i råvannet, og det amerikanske lovverket omfatter derfor også krav om en dokumentasjon/måleperiode for å bestemme dette nivået.

Amerikanske krav om log-reduksjoner. Det nye amerikanske regelverket (LT2ESWTR, USEPA 2006) krever eksempelvis 3-log reduksjon av *Giardia* cyster, og 2-5 log reduksjon av *Cryptosporidium* oocyster avhengig av konsentrasjonsnivået i

råvannskilden og den anvendte formen for vannbehandling. For direktefiltreringsanlegg kreves eksempelvis 2-log reduksjon av *Cryptosporidium* når konsentrasjonsnivået i råvannskilden er lavere enn 0.75 pr. 10 L ("Bin 1"). For konsentrasjonsnivåer mellom 0.75 og 10 pr. 10 L ("Bin-2"), kreves 3.5-log reduksjon, og for konsentrasjonsnivåer mellom 10 og 30 pr. 10 L ("Bin-3") kreves 4.5 log reduksjon.

Amerikanske krav om målinger. På denne bakgrunn må alle amerikanske vannverk som forsyner 10 000 personer eller mer, iverksette en 2 års måleperiode for *Cryptosporidium* forut for en oppgradering av vannbehandlingen for å møte de nye kravene. Etter planen skal disse målingene foregå i perioden 2006-2010.

Systemer som forsyner mindre enn 10 000 personer må også iverksette et innledende måleprogram for *Cryptosporidium* (2 månedlige prøver i et år eller én månedlig prøve i 2 år) dersom den årlige middelerdien av *E-coli* overstiger 50 pr. 100 mL. For disse anleggene skal måleperioden være fullført innen 2011-2012.

Amerikanske krav til UV-reaktorer. Alle UV-reaktorer som installeres skal være biodosimetrisk testet, med angivelse av de driftsforhold som man må operere innenfor for å levere den påkrevde UV-dose. Alle vannverk må etablere en ligning for doseberegning som viser sammenhengen mellom påkrevd UV-dose, UV-intensitet, vannføring og UV-transmisjon. Man må også iverksette et måleprogram for UV-reaktoren for å dokumentere at man opererer innenfor rammen av de validerte driftsbetingelser. Som et minimum må man måle vannføring gjennom hvert UV-aggregat, UV-intensitet, og lampestatus (antall lamper i drift). UV-absorbans (evt UV-transmisjon) må også måles på anlegg der slike data anvendes i en kontrollstrategi basert på dosemåling. Vannverkene må også kontrollere og kalibrere UV-sensorer i henhold til godkjente protokoller og anbefalte frekvenser (USEPA 2006).

Amerikanske krav til rapportering. Vannverkene må utarbeide to ulike rapporter:

- 1) Initiell rapportering. Dette omfatter rapportering av resultater fra validering (biodosimetertesting) der man spesifiserer hvilke driftsforhold man kan operere innenfor for å oppfylle kravet til UV-dose
- 2) Rutine rapportering. Her rapporteres hvilken prosentandel levert vannmengde som ikke er behandlet innenfor valideringsområdet på månedsbasis

Amerikanske krav til driftstabilitet. Det amerikanske lovverket krever at minst 95 % av levert vannmengde hver måned må være behandlet innenfor validert område for UV-reaktoren. Drift utenfor validert område defineres som off-specification. USEPA (2006) inneholder anbefalinger for off-spec beregninger, basert på målt volum av behandlet vann.

UV-dose og log-reduksjon

Ved validering etter amerikansk standard (USEPA 2006) bestemmes kravet til UV-dose ut fra den log-reduksjon som er nødvendig i henhold til lovverket, og ut fra en etablert sammenheng mellom UV-dose og tilhørende log-reduksjon av ulike patogener (Tabell V2.4). Den nødvendige log-reduksjon bestemmes av den øvrige vannbehandling og av innholdet av patogener i råvannet, noe som må kartlegges i en påkrevd måleperiode (2 år). Avhengig av målt konsentrasjonsnivå klassifiseres råvannet i såkalte "bins" med klart definerte krav til log-reduksjon ut over det som krediteres for bruk (og god drift) av ulike vannbehandlingsprosesser som konvensjonell filtrering (dvs. koagulering, flokkulering, sedimentering og filtrering), direktefiltrering, langsomfiltrering og alternativ behandling. Dersom målingene viser innhold av *Cryptosporidium* på 0.075 pr. liter eller mer ("Bin 2"- klassifisering), kreves en log-reduksjon ut over det som krediteres vanlige vannbehandlingsmetoder – et tilleggskrav som kan oppfylles med UV-desinfeksjon.

For systemer uten vannbehandling av ovennevnte typer ("unfiltered systems") kreves minst 3-log reduksjon av *Giardia*, 4-log reduksjon av virus, og 2- eller 3-log reduksjon av *Cryptosporidium* avhengig av konsentrasjonsnivået i råvannet.

Med virus menes i tabell V2.4 *Adenovirus*, som er svært UV-resistent. Verdiene i tabell V2.4 tar ikke hensyn til usikkerheter i fullskala UV-anlegg så som hydrauliske forhold, UV-reaktorutstyr, UV-sensorer, målesystemer, osv. På bakgrunn av slike usikkerheter, krever man også i USA slik som i Europa valideringstesting av UV-reaktorer for å bestemme under hvilke driftsbetingelser (vannføring, UV-intensitet, lampeeffekt/-status, UV-transmisjon, osv.) den aktuelle UV-reaktoren kan levere den påkrevde UV-dose.

Etter at man i testen har definert en reduksjonsekvivalent dose (RED), divideres denne i USA med en såkalt valideringsfaktor (VF) for å finne den validerte dosen. Det er den validerte dosen som må sammenlignes med og oppfylle kravet til dose definert i tabell V6.4. Valideringsfaktoren kan beregnes og vil normalt ha en verdi i området 1-3, og skal kompensere for feilkilder ("bias") og usikkerheter i testings- og måleopplegg. Usikkerheten knyttet til selve valideringstesten kan eksempelvis være 20 %, noe som gir en faktor 1.2, mens feilkildene i testen (bias), blant annet forskjellene i UV-sensitivitet mellom dyrkede testorganismer og reelle miljøorganismer kan gi en vesentlig større faktor, for eksempel 2.0. Validert dose blir i dette eksempelet $RED/(1.2 \cdot 2.0) = RED/2.4$. Det er den validerte dosen som må sammenholdes med dosekravet (for eksempel 40 mJ/cm²) og oppfylle dette.

Hensyntaken til organismenes UV-sensitivitet og usikkerheter i valideringstestene er altså innbakt i en egen valideringsfaktor ved validering etter amerikansk EPA-standard, Bruk av en spesifikk valideringsfaktor inngår ikke i DVGWs sertifiseringsprosedyrer, og fremgår heller ikke av den norske typegodkjenningen. I så vel ÖNORM som DVGW-normen er imidlertid usikkerheter hensyntatt ved å legge inn sikkerhetsfaktorer, for eksempel 15 % (1.15) for usikkerheter i UV-sensoren.

Tabell V2.4 Krav til UV-dose (mJ/cm²) for å oppnå ulike inaktiveringsgrad (log-reduksjon) av ulike patogener (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

Doseberegningsformel

Etter USEPA-standard skal alle valideringer resultere i en empirisk ligning for beregning av UV-dosen som en funksjon av vannføring, UV-intensitet, UV-transmisjon, lampestatus, m.v.

Rapporten foreslår at doseberegningsformelen gjøres åpent tilgjengelig via godkjenningssertifikatet. Om dette skriver Vidar Lund (2008) som følger:

"Jeg har sjekket ut dette med formel for kapasitet/dose innenfor det biodosimetrisk testede området (mhp UV transmisjonsverdier) og det ser dessverre ut til at disse formlene ikke alltid foreligger i sertifikatene fra DVGW eller ÖNORM (USA utsteder ikke et formelt sertifikat, men kun en valideringsrapport). I testrapporter fra USA utført i henhold til retningslinjer gitt av USEPA er disse formlene angitt, men jeg antar at disse valideringsrapportene er "graderte" og ikke er tilgjengelige for allmennheten. Det samme gjelder for testrapportene fra Tyskland og Østerrike. De ser det ut til at de fleste firmaer anser som "graderte" (men jeg mener at det i hvert fall må kunne forlanges at deler av informasjonen gjøres tilgjengelig for kunden (les: vannverket). Da jeg til og med kom over et ÖNORM sertifikat som var stemplet "konfidensielt", begynner jeg imidlertid å bli

usikker, da jeg ikke kan se at disse sertifikatene inneholder noen andre opplysninger enn våre sertifikat, som er å anse som offentlige dokumenter.”

Norske målinger. I motsetning til USA har Norge som kjent ingen krav om en omfattende måling av parasittinnhold som del av grunnlaget for fastsettelse av nødvendige log-reduksjoner og kravspesifikasjoner for UV-anlegg.

Det foregår imidlertid prøvetaking for å kartlegge parasittinnholdet ved noen norske vannverk. Dette omfatter dels tradisjonell prøvetaking med uttak av vannprøver på 10-20 L for senere oppkonsentrering og analyse på laboratoriet, men også prøvetakingsopplegg etter engelsk modell med filtrering av til dels store vannvolumer. Det kan være viktig å skaffe erfaring med storvolum prøvetakingsmetoder også for norske forhold. Denne målemetoden baseres på oppsamling av parasitter ved filtrering gjennom en spesielle filterenheter (for eksempel Filtamax®).

Slikt prøvetakingsutstyr anvendes blant annet ved VIVA i Trondheim, sammen med en PC for kontroll/registrering av vannstrøm, vannmåler, filterenhet, manometre, ventiler og pumper. Prøvetakingen (filtreringen) skjer ikke kontinuerlig, men risikobasert, noe som innebærer at den settes i gang etter sterke regnskyll, sterk vind og ugunstig vindretning i forhold til vanninntaket, ved plutselige sprang i råvannstemperatur og/eller turbiditet, m.v.

Etter filtrering av prøver i perioder på 10 minutter til over 1 døgn, blir innholdet i filterenheten vasket ut og analysert. Til oppgradering anvendes immunomagnetisk separasjon (for eksempel Dynabeads®), mens man for identifisering av *Giardia* og *Cryptosporidium* anvender direkte immunofluorescens (for eksempel Meri-Fluor®) og mikroskopiering. Videre genetiske undersøkelser kan også foretas, bl.a. med formål å finne ut hvilken genotype man har og hvorvidt parasittene er levende/døde, humanpatogene og/eller infektive.

Ved bruk av denne prøvetakings- og analysemetoden ved VIVA i Trondheim fant man som et illustrerende eksempel et økende innhold av parasitter i vannkilden Jonsvatnet fra målingene ble igangsatt i oktober 2006 og frem til isen la seg i januar 2007. Konsentrasjonsøkningen av *Giardia* kuliminerte på ca. 10 stk/10L i begynnelsen av januar. For *Cryptosporidium* var konsentrasjonene langt lavere og forekomsten mer sporadisk. Resultatene indikerer at det finnes en kilde til parasitter i kilde/nedslagsfelt, en informasjon som kan være nyttig i forbindelse med identifikasjon av forurensningskilder/fareanalyser som del av en helhetlig ROS-analyse.

Vedlegg 3. Dose-respons for ulike mikroorganismer

Verdiene angir nødvendig UV-dose (fluens) for å oppnå en gitt log-reduksjon av angitt mikroorganisme, uten fotoreaktivering (Chevrefils et al. 2006. IAVA News, Vol. 8, No. 1).

Sporer

Spore	Lamp Type	UV Dose (Fluence) (mJ/cm ²) for a given Log Reduction without photo-reactivation							Reference
		1	2	3	4	5	6	7	
<i>Bacillus subtilis</i> ATCC6633	N/A	36	48.6	61	78				Chang et al. 1985
<i>Bacillus subtilis</i> ATCC6633	LP	24	35	47	79				Mamane-Gravetz and Linden 2004
<i>Bacillus subtilis</i> ATCC6633	LP	22	38	>50					Sommer et al. 1998
<i>Bacillus subtilis</i> ATCC6633	LP	20	39	60	81				Sommer et al. 1999
<i>Bacillus subtilis</i> WN626	LP	0.4	0.9	1.3	2				Marshall et al., 2003

Bakterier

Bacterium	Lamp Type	UV Dose (Fluence) (mJ/cm ²) for a given Log Reduction without photo-reactivation							Reference
		1	2	3	4	5	6	7	
<i>Aeromonas hydrophila</i> ATCC7966	LP	1.1	2.6	3.9	5	6.7	8.6		Wilson et al. 1992
<i>Aeromonas salmonicida</i>	LP	1.5	2.7	3.1	5.9				Liltved and Landfald 1996
<i>Campylobacter jejuni</i> ATCC 43429	LP	1.6	3.4	4	4.6	5.9			Wilson et al. 1992
<i>Citrobacter diversus</i>	LP	5	7	9	11.5	13			Giese and Darby 2000
<i>Citrobacter freundii</i>	LP	5	9	13					Giese and Darby 2000
<i>Escherichia coli</i> ATCC 11229	N/A	2.5	3	3.5	5	10	15		Harris et al. 1987
<i>Escherichia coli</i> ATCC 11229	N/A	3	4.8	6.7	8.4	10.5			Chang et al. 1985
<i>Escherichia coli</i> ATCC 11229	LP	<5	5.5	6.5	7.7	10			Zimmer et al. 2002
<i>Escherichia coli</i> ATCC 11229	MP	<3	<3	<3	<3	8			Zimmer et al. 2002
<i>Escherichia coli</i> ATCC 11229	LP	7	8	9	11	12			Hoyer 1998
<i>Escherichia coli</i> ATCC 11229	LP	3.5	4.7	5.5	6.5	7.5	9.6		Sommer et al. 2000
<i>Escherichia coli</i> ATCC 11229	LP	6	6.5	7	8	9	10		Sommer et al. 1998
<i>Escherichia coli</i> ATCC 11303	LP	4	6	9	10	13	15	19	Wu et al. 2005
<i>Escherichia coli</i> ATCC 25922	LP	6	6.5	7	8	9	10		Sommer et al. 1998
<i>Escherichia coli</i> C	LP	2	3	4	5.6	6.5	8	10.7	Otaki et al. 2003
<i>Escherichia coli</i> O157:H7	LP	1.5	3	4.5	6				Tosa and Hirata 1999
<i>Escherichia coli</i> O157:H7	LP	<2	<2	2.5	4	8	17		Yaun et al. 2003
<i>Escherichia coli</i> O157:H7 CCUG 29193	LP	3.5	4.7	5.5	7				Sommer et al. 2000
<i>Escherichia coli</i> O157:H7 CCUG 29197	LP	2.5	3	4.6	5	5.5			Sommer et al. 2000
<i>Escherichia coli</i> O157:H7 CCUG 29199	LP	0.4	0.7	1	1.1	1.3	1.4		Sommer et al. 2000
<i>Escherichia coli</i> O157:H7 ATCC 43894	LP	1.5	2.8	4.1	5.6	6.8			Wilson et al. 1992
<i>Escherichia coli</i> O25:K98:NM	LP	5	7.5	9	10	11.5			Sommer et al. 2000
<i>Escherichia coli</i> O26	LP	5.4	8	10.5	12.8				Tosa and Hirata 1999
<i>Escherichia coli</i> O50:H7	LP	2.5	3	3.5	4.5	5	6		Sommer et al. 2000
<i>Escherichia coli</i> O78:H11	LP	4	5	5.5	6	7			Sommer et al. 2000
<i>Escherichia coli</i> K-12 IFO3301	LP & MP	2	4	6	7	8.5			Oguma et al. 2002
<i>Escherichia coli</i> K-12 IFO3301	LP & MP	2.2	4.4	6.7	8.9	11.0			Oguma et al. 2004
<i>Escherichia coli</i> K-12 IFO3301	LP	1.5	2	3.5	4.2	5.5	6.2		Otaki et al. 2003
<i>Escherichia coli</i> Wild type	LP	4.4	6.2	7.3	8.1	9.2			Sommer et al. 1998

Bakterier forts.

Bacterium	Lamp Type	UV Dose (Fluence) (mJ/cm ²) for a given Log Reduction without photo-reactivation							Reference
		1	2	3	4	5	6	7	
<i>Halobacterium elongata</i> ATCC33173	LP	0.4	0.7	1					Martin et al. 2000
<i>Halobacterium salinarum</i> ATCC43214	LP	12	15	17.5	20				Martin et al. 2000
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	LP	12	15	17.5	20				Giese and Darby 2000
<i>Klebsiella terrigena</i> ATCC33257	LP	4.6	6.7	8.9	11				Wilson et al. 1992
<i>Legionella pneumophila</i> ATCC 43660	LP	3.1	5	6.9	9.4				Wilson et al. 1992
<i>Legionella pneumophila</i> ATCC33152	LP	1.6	3.2	4.8	6.4	8.0			Oguma et al. 2004
<i>Legionella pneumophila</i> ATCC33152	MP	1.9	3.8	5.8	7.7	9.6			Oguma et al. 2004
<i>Pseudomonas stutzeri</i>	UVB	100	150	195	230				Joux et al. 1999
RB2256	UVB	175	>300						Joux et al. 1999
<i>Salmonella</i> spp.	LP	<2	2	3.5	7	14	29		Yaun et al. 2003
<i>Salmonella anatum</i> (from human feces)	N/A	7.5	12	15					Tosa and Hirata 1998
<i>Salmonella derby</i> (from human feces)	N/A	3.5	7.5						Tosa and Hirata 1998
<i>Salmonella enteritidis</i> (from human feces)	N/A	5	7	9	10				Tosa and Hirata 1998
<i>Salmonella infantis</i> (from human feces)	N/A	2	4	6					Tosa and Hirata 1998
<i>Salmonella typhi</i> ATCC 19430	LP	1.8	4.8	6.4	8.2				Wilson et al. 1992
<i>Salmonella typhi</i> ATCC 6539	N/A	2.7	4.1	5.5	7.1	8.5			Chang et al. 1985
<i>Salmonella typhimurium</i> (from human feces)	N/A	2	3.5	5	9				Tosa and Hirata 1998
<i>Salmonella typhimurium</i> (from human feces)	N/A	2	3.5	5	9				Tosa and Hirata 1998
<i>Salmonella typhimurium</i> (in act. sludge)	LP	3	11.5	22	50				Maya et al. 2003
<i>Salmonella typhimurium</i>	UVB	50	100	175	210	250			Joux et al. 1999
<i>Shigella dysenteriae</i> ATCC29027	LP	0.5	1.2	2	3	4	5.1		Wilson et al. 1992
<i>Shigella sonnei</i> ATCC9290	N/A	3.2	4.9	6.5	8.2				Chang et al. 1985
<i>Staphylococcus aureus</i> ATCC25923	N/A	3.9	5.4	6.5	10.4				Chang et al. 1985
<i>Streptococcus faecalis</i> ATCC29212	N/A	6.6	8.8	9.9	11.2				Chang et al. 1985
<i>Streptococcus faecalis</i> (secondary effluent)	N/A	5.5	6.5	8	9	12			Harris et al. 1987
<i>Vibrio anguillarum</i>	LP	0.5	1.2	1.5	2				Liltved and Landfald 1996
<i>Vibrio cholerae</i> ATCC25872	LP	0.8	1.4	2.2	2.9	3.6	4.3		Wilson et al. 1992
<i>Vibrio natriegens</i>	UVB	37.5	75	100	130	150			Joux et al. 1999
<i>Yersinia enterocolitica</i> ATCC27729	LP	1.7	2.8	3.7	4.6				Wilson et al. 1992
<i>Yersinia ruckeri</i>	LP	1	2	3	5				Liltved and Landfald 1996

Protozoer

Protozoan	Lamp Type	UV Dose (Fluence) (mJ/cm ²) for a given Log Reduction without photo-reactivation							Reference
		1	2	3	4	5	6	7	
<i>Cryptosporidium hominis</i>	LP & MP	3	5.8						Johnson et al. 2005
<i>Cryptosporidium parvum</i> , oocysts, tissue culture assay	N/A	1.3	2.3	3.2					Shin et al. 2000
<i>Cryptosporidium parvum</i>	LP & MP	2.4	<5	5.2	9.5				Craik et al. 2001
<i>Cryptosporidium parvum</i>	MP	<5	<5	<5	~6				Amoah et al. 2005
<i>Cryptosporidium parvum</i>	MP	<10	<10	<10					Belosevic et al. 2001
<i>Cryptosporidium parvum</i>	LP	1	2	<5					Shin et al. 2001
<i>Cryptosporidium parvum</i>	MP	1	2	2.9	4				Bukhari et al. 2004
<i>Cryptosporidium parvum</i>	LP	<2	<2	<2	<4	<10			Clancy et al. 2004
<i>Cryptosporidium parvum</i>	MP	<3	<3	3-9	<11				Clancy et al. 2000
<i>Cryptosporidium parvum</i>	LP	<3	<3	3-6	<16				Clancy et al. 2000
<i>Cryptosporidium parvum</i>	LP	0.5	1	1.4	2.2				Morita et al. 2002
<i>Cryptosporidium parvum</i>	LP	2	<3	<3					Zimmer et al. 2003
<i>Cryptosporidium parvum</i>	MP	<1	<1	<1					Zimmer et al. 2003
<i>Encephalitozoon cuniculi</i> , microsporidia	LP	4	9	13					Marshall et al. 2003
<i>Encephalitozoon hellem</i> , microsporidia	LP	8	12	18					Marshall et al. 2003
<i>Encephalitozoon intestinalis</i> , microsporidia	LP & MP	<3	3	<6	6				Huffman et al. 2002
<i>Encephalitozoon intestinalis</i> , microsporidia	LP	3	5	6					Marshall et al. 2003
<i>Giardia lamblia</i> , gerbil infectivity assay	LP	<0.5	<0.5	<0.5	<1				Linden et al. 2002b
<i>Giardia lamblia</i>	LP	<10	~10	<20					Campbell et al. 2002
<i>Giardia lamblia</i>	LP	<2	<2	<4					Mofidi et al. 2002
<i>Giardia lamblia</i> , excystation assay	N/A	> 63							Rice and Hoff 1981
<i>Giardia lamblia</i> , excystation assay	N/A	40	180						Karanis et al. 1992
<i>Giardia muris</i> , excystation assay	N/A	77	110						Carlson et al. 1985
<i>G. muris</i> , cysts, mouse infectivity assay	N/A	<2	<6	10 + tailing					Craik et al. 2000
<i>Giardia muris</i>	MP	1	4.5	28 + tailing					Craik et al. 2000
<i>Giardia muris</i>	MP	<10	<10	<25	~60				Belosevic et al. 2001
<i>Giardia muris</i>	LP	<1.9	<1.9	~2	~2.3				Hayes et al. 2003
<i>Giardia muris</i>	LP	<2	<2	<4					Mofidi et al. 2002
<i>G. muris</i> , cysts	MP	<5	<5	5					Amoah et al. 2005

Virus

Virus	Host	Lamp Type	UV Dose (Fluence) (mJ/cm ²) per Log Reduction						Reference
			1	2	3	4	5	6	
PRD-1 (Phage)	<i>S. typhimurium</i> Lt2	N/A	9.9	17.2	23.5	30.1			Meng and Gerba 1996
B40-8 (Phage)	<i>B. Fragilis</i>	LP	11	17	23	29	35	41	Sommer et al. 2001
B40-8 (Phage)	<i>B. fragilis</i> HSP-40	LP	12	18	23	28			Sommer et al 1998
MS2 (Phage)	<i>Salmonella typhimurium</i> WG49	N/A	16.3	35	57	83	114	152	Nieuwstad and Havelaar 1994

Virus forts.

Virus	Host	Lamp Type	UV Dose (Fluence) (mJ/cm ²) per Log Reduction						Reference
			1	2	3	4	5	6	
MS2 DSM 5694 (Phage)	<i>E. coli</i> NCIB 9481	N/A	4	16	38	68	110		Wiedemann et al. 1993
MS2 ATCC 15977-B1 (Phage)	<i>E. coli</i> ATCC 15977-B1	LP	15.9	34	52	71	90	109	Wilson et al. 1992
MS2 NCIMB 10108 (Phage)	<i>Salmonella typhimurium</i> WG49	N/A	12.1	30.1					Tree et al. 1997
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> K-12 Hfr	LP	21	36					Sommer et al. 1998
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> CR63	N/A	16.9	33.8					Rauth 1965
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> 15977	N/A	13.4	28.6	44.8	61.9	80.1		Meng and Gerba 1996
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> C3000	N/A	35						Battigelli et al. 1993
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> ATCC 15597	N/A	19	40	61				Oppenheimer et al. 1993
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> C3000	LP	20	42	69	92			Batch et al. 2004
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> ATCC 15597	LP	20	42	70	98	133		Lazarova and Savoye 2004
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> ATCC 15977	LP	20	50	85	120			Thurston-Enriquez et al., 2003
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> HS(pFamp)R	LP		45	75	100	125	155	Thompson et al. 2003
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> C3000	LP	20	42	68	90			Linden et al. 2002a
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> K-12	LP	18.5	36	55				Sommer et al. 2001
MS2 (Phage)	<i>E. coli</i> NCIMB 9481	N/A	14						Tree et al. 2005
PHI X 174 (Phage)	<i>E. coli</i> WG5	LP	2.2	5.3	7.3	10.5			Sommer et al. 1998
PHI X 174 (Phage)	<i>E. coli</i> C3000	N/A	2.1	4.2	6.4	8.5	10.6	12.7	Battigelli et al. 1993
PHI X 174 (Phage)	<i>E. coli</i> ATCC15597	N/A	4	8	12				Oppenheimer et al. 1993
PHI X 174 (Phage)	<i>E. coli</i> WG 5	LP	3	5	7.5	10	12.5	15	Sommer et al. 2001
PHI X 174 (Phage)	<i>E. coli</i> ATCC 13706	LP	2	3.5	5	7			Giese and Darby 2000
Staphylococcus aureus phage A 994 (Phage)	<i>Staphylococcus aureus</i> 994	LP	8	17	25	36	47		Sommer et al. 1989
Calicivirus canine	MDCK cell line	LP	7	15	22	30	36		Husman et al. 2004
Calicivirus feline	CRFK cell line	LP	7	16	25				Husman et al. 2004
Calicivirus feline	CRFK cell line	N/A	4	9	14				Tree et al. 2005
Calicivirus feline	CRFK cell line	LP	5	15	23	30	39		Thurston-Enriquez et al. 2003
Adenovirus type 2	A549 cell line	LP	20	45	80	110			Shin et al. 2005
Adenovirus type 2	Human lung cell line	LP	35	55	75	100			Ballester and Malley 2004
Adenovirus type 2	PLC / PRF / 5 cell line	LP	40	78	119	160	195	235	Gerba et al. 2002
Adenovirus type 15	A549 cell line (ATCC CCL-185)	LP	40	80	122	165	210		Thompson et al. 2003
Adenovirus type 40	PLC / PRF / 5 cell line	LP	55	105	155				Thurston-Enriquez et al. 2003
Adenovirus type 40	PLC / PRF / 5 cell line	LP	30	ND	ND	124			Meng and Gerba 1996
Adenovirus type 41	PLC / PRF / 5 cell line	LP	23.6	ND	ND	111.8			Meng and Gerba 1996
Poliovirus Type 1 ATCC Mahoney	N/A	N/A	6	14	23	30			Harris et al. 1987
Poliovirus Type 1 LSc2ab ()	MA104 cell	N/A	5.6	11	16.5	21.5			Chang et al. 1985

Virus forts.

Virus	Host	Lamp Type	UV Dose (Fluence) (mJ/cm ²) per Log Reduction						Reference
			1	2	3	4	5	6	
Poliovirus Type 1 LSc2ab	BGM cell	LP	5.7	11	17.6	23.3	32	41	Wilson et al. 1992
Poliovirus 1	BGM cell line	N/A	5	11	18	27			Tree et al. 2005
Poliovirus 1	CaCo2 cell-line (ATCC HTB37)	LP	7	17	28	37			Thompson et al. 2003
Poliovirus 1	BGM cell line	LP	8	15.5	23	31			Gerba et al. 2002
Poliovirus Type Mahoney	Monkey kidney cell line Vero	LP	3	7	14	40			Sommer et al. 1989
Coxsackievirus B5	Buffalo Green Monkey cell line	N/A	6.9	13.7	20.6				Battigelli et al. 1993
Coxsackievirus B3	BGM cell line	LP	8	16	24.5	32.5			Gerba et al. 2002
Coxsackievirus B5	BGM cell line	LP	9.5	18	27	36			Gerba et al. 2002
Reovirus-3	Mouse L-60	N/A	11.2	22.4					Rauth 1965
Reovirus Type 1 Lang strain	N/A	N/A	16	36					Harris et al. 1987
Rotavirus SA-11	Monkey kidney cell line MA 104	LP	8	15	27	38			Sommer et al. 1989
Rotavirus SA-11	MA-104 cell line	N/A	7.6	15.3	23				Battigelli et al. 1993
Rotavirus SA-11	MA-104 cell line	N/A	7.1	14.8	25				Chang et al. 1985
Rotavirus SA-11	MA-104 cell line	LP	9.1	19	26	36	48		Wilson et al. 1992
Rotavirus	MA104 cells	LP	20	80	140	200			Caballero et al. 2004
Hepatitis A HM175	FRhK-4 cell	LP	5.1	13.7	22	29.6			Wilson et al. 1992
Hepatitis A	HAV/HFS/GBM	N/A	5.5	9.8	15	21			Wiedenmann et al. 1993
Hepatitis A HM175	FRhK-4 cell	N/A	4.1	8.2	12.3	16.4			Battigelli et al. 1993
Echovirus I	BGM cell line	LP	8	16.5	25	33			Gerba et al. 2002
Echovirus II	BGM cell line	LP	7	14	20.5	28			Gerba et al. 2002

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
- 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
31. PRO-VA, Brukerklubb for prosess-styresystemer, drift- og fjernkontroll for VA-anlegg. Oversikt pr.1993. Leverandører, produkter, konsulenter
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
36. Filter som hygienisk barriere
37. EU/EØS, konsekvenser for Norges vannforsyning
38. NORVAR-prosjekter 1992/93
39. Implementering av EDB-basert vedlikeholdssystem. Erfaringer fra referanseprosjekt knyttet til pilot-prosjekt ved Bekkelaget rensanlegg
40. Driftsassistanter for avløp. Utredning om rolle og funksjon fremover
41. Metri-tel. Kommunikasjonsmedium for VA-installasjoner. Erfaringer fra prøveprosjekt i Sandefjord kommune
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 rens metode 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
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. Utprøving 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. Slamforbranning (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. Sjekklister 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*)
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 trykløs vannledning ved arbeid på ledningsnettet
144. Veiledning i overvannshåndtering
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 overvannshåndtering og planlegging for klimaendringer
163. Veiledning for innhenting og evaluering av tilbud på analyseoppdrag
164. Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann

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

Rapportserie C:

- C1: Sårbarhet i vannforsyningen
- C2: Stoff for stoff – kilde for kilde. Kvikksølv i avløpsnettet
- 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

