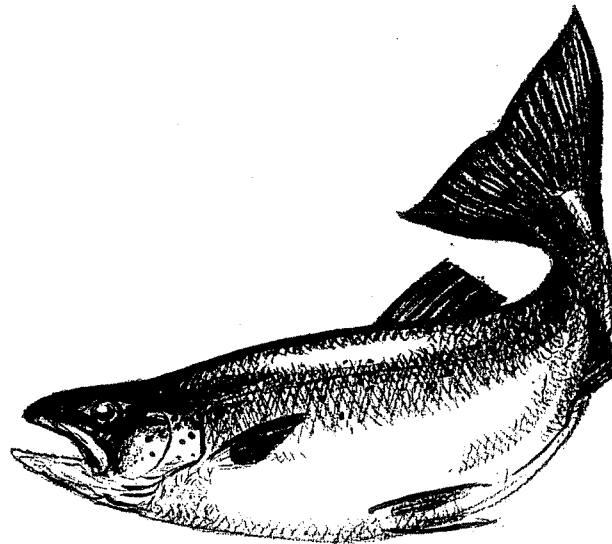


RAPPORT LNR 3600-97

Desinfeksjon
av avløpsvann fra
bedrifter som tilvirker
oppdrettsfisk



RAPPORT

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Desinfeksjon av avløpsvann fra bedrifter som tilvirker oppdrettsfisk	Løpenr. (for bestilling) 3600-97	Dato 14.01.97
	Prosjektnr. Undernr. O-96040	Sider Pris 70
Forfatter(e) Helge Liltved Erik Norgaard	Fagområde Avløpsteknologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Norges forskningsråd, Bioproduksjon og foredling, Program for næringsmiddelindustri	Oppdragsreferanse Berit Nereng
---	-----------------------------------

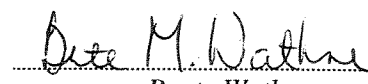
Sammendrag

Arbeidet som rapporteres her er konsentrert om karakterisering av avløpsvann fra tilvirkingsbedrifter for oppdrettsfisk, i første rekke vann fra maskinell filetering, samt å sammenstille tilgjengelig teknologi som egner seg for desinfeksjon av slikt avløpsvann. Desinfeksjon ved hjelp av maursyre, lut, klor, ozon, UV-bestråling og varme er beskrevet ut fra effekt overfor fiskepatogene mikroorganismer, faktorer som påvirker metodens effekt, dimensjonering og oppbygging av anlegg, drift og driftskostnader og eventuelle miljøeffekter. Av metoder hvor det foreligger typegodkjent utstyr, vurderes siling med påfølgende dosering av maursyre eller klor som mest aktuelle for konsentrert filetvann. For andre typer avløp fra fiskeindustrien, og for filetvann etter rensing (f.eks. kjemisk felling), bør UV-bestråling eller ozonering vurderes som alternative teknologier.

Fire norske emneord 1. Fiskeforedling 2. Oppdrettsfisk 3. Avløp 4. Desinfeksjon	Fire engelske emneord 1. Fish processing 2. Aquaculture 3. Wastewater 4. Disinfection
---	---


.....
Helge Liltved
Prosjektleder

ISBN 82-577-3155-2


.....
Bente Wathne
Forskningsjef

Avløpsteknologi

**Desinfeksjon av avløpsvann fra bedrifter som
tilvirker oppdrettsfisk**

Forord

Dette prosjektet har vært gjennomført med støtte fra Norges forskningsråd, Bioproduksjon og foredling program for næringsmiddelindustri. Saksbehandler i forskningsrådet har vært Berit Nereng. Samarbeidsbedrift har vært Edward Johnsen A/S, 6560 Langøyneset, ved disponent Joar Holmeseth.

Stoffet som er bearbeidet og rapport er samlet gjennom litteraturstudier, intervjuer av anleggseiere og leverandører, samt prøvetaking ved tilvirkingsbedrifter og analyse av avløpsprøver. NIVA har hatt ledelsen av prosjektet ved prosjektleder Helge Liltved. Øvrige medarbeidere var Erik Norgaard (medforfatter) og Lars Hem (kvalitetssikrer), begge NIVA.

Oslo, 14.01 1997

Helge Liltved

Innhold

Sammendrag	6
1. Innledning	8
2. Regelverk	8
2.1 Regelverk m.h.p. smittespredning	8
2.2 Regelverk m.h.p. forurensning	9
3. Godkjenning av desinfeksjonsanlegg	9
3.1 Generelle krav til godkjenning av metode	9
3.2 Generelle krav til typegodkjenning	9
4. Karakterisering av avløpsvann fra tilvirkingsanlegg	10
4.1 Resultater fra tidligere undersøkelser	11
4.2 Målinger ved bedrifter	13
4.2.1 Beskrivelse av bedriftene	13
4.2.2 Prøvetaking og analyse	15
4.2.3 Resultater og diskusjon	16
5. Desinfeksjonskinetikk og hydrauliske betraktninger	22
5.1 Desinfeksjonskinetikk	22
5.1.1 Naturlig død	22
5.1.2 Dødelighet i nærvær av desinfeksjonsmidler	22
5.2 Litt om hydrauliske forhold	26
6. Beskrivelse av metoder hvor godkjent utstyr er tilgjengelig fra leverandører	28
6.1 Dosering av maursyre	28
6.1.1 Effekt ovenfor fiskepatogene mikroorganismer	28
6.1.2 Faktorer som påvirker metodens effekt	28
6.1.3 Dimensjonering og oppbygging av anlegg	29
6.1.4 Drift og driftskostnader	30
6.1.5 Miljøeffekter	31
6.2 Dosering av lut	31
6.2.1 Effekt ovenfor fiskepatogene mikroorganismer	31
6.2.2 Faktorer som påvirker metodens effekt	32
6.2.3 Dimensjonering og oppbygging av anlegg	32
6.2.4 Drift og driftskostnader	32
6.2.5 Miljøeffekter	33
6.3 Dosering av klor	33
6.3.1 Effekt ovenfor fiskepatogene mikroorganismer	34
6.3.2 Faktorer som påvirker metodens effekt	34
6.3.3 Dimensjonering og oppbygging av anlegg	41
6.3.4 Drift og driftskostnader	42

6.3.5 Miljøeffekter	42
6.4 UV-bestråling	44
6.4.1 Effekt ovenfor fiskepatogene mikroorganismer	44
6.4.2 Faktorer som påvirker metodens effekt	45
6.4.3 Dimensjonering og oppbygging av anlegg	53
6.4.4 Drift og driftskostnader	56
6.4.5 Miljøeffekter	56
6.5 Varmebehandling	57
6.5.1 Effekt ovenfor fiskepatogene mikroorganismer	57
6.5.2 Faktorer som påvirker metodens effekt	57
6.5.3 Dimensjonering og oppbygging av anlegg	58
6.5.4 Drift og driftskostnader	59
6.5.5 Miljøeffekter	59
7. Beskrivelse av metoder hvor det ikke foreligger godkjent utstyr	59
7.1 Dosering av ozon	59
7.1.1 Effekt ovenfor fiskepatogene mikroorganismer	59
7.1.2 Faktorer som påvirker metodens effekt	60
7.1.3 Dimensjonering og oppbygging av anlegg	60
7.1.4 Drift og driftskostnader	61
7.1.5 Miljøeffekter	62
7.2 Dosering av andre syrer enn maursyre	62
8. Oppsummering og konklusjoner	62
9. Referanser	65

Sammendrag

I forhold til gjeldende forskrifter fra Landbruksdepartementet (forskrift om smitteforebyggende tiltak ved fiskeslakterier, tilvirkingsanlegg m.v. av 14. juni 1991) skal bedrifter som slakter og/eller bearbeider oppdrettsfisk behandle avløpet slik at det ikke medfører fare for smittespredning. Når det gjelder slakterier har de fleste pr. dato investert i behandlingsanlegg for desinfeksjon av avløpsvannet (blodvann). Av bedrifter som foredler og tilvirker oppdrettsfisk er det bare et fåtall som har installert desinfeksjonsanlegg. Imidlertid er det mange som har fått pålegg om å installere slike anlegg.

- Mengde avløpsvann og avløpsvannets sammensetning vil variere fra bedrift til bedrift, avhengig av type råstoff, tilvirkingsprosess og driftsrutiner. Mengde og sammensetning er avgjørende for valg av behandlingsmetode. Da vann fra filetering regnes å ha de høyeste stoffmengdene og derved er vanskeligst å desinfisere, er de foreliggende vurderinger gjort i forhold til denne vanntypen.
- Ut fra norske litteraturverdier regnes vannforbruket ved filetering av hvitfisk å ligge i området 6 - 26 m³/tonn råfisk (sløyet og hodekappet), tilsvarende ca. 11 - 47 m³/tonn ferdigvare. I tillegg kommer en betydelig vannmengde som brukes ved rengjøring av maskiner og haller etter produksjonsstans. Målinger ved lakse-fileteringsbedriften som er omtalt i denne rapporten viste en utslippsmengde på 54 m³ i løpet av fileteringsperioden, tilsvarende 6.3 m³/tonn råfisk og 11.3 m³/tonn ferdigvare, altså i det lave området i forhold til litteraturverdiene. Dette tilskrives en moderne fileteringsprosess med kontrollert vannforbruk.
- Blandprøve som ble tatt ut etter grovsil (1 cm poreåpninger) ved filetbedriften viste stoffkonsentrasjoner på 1600 mg/l suspendert stoff (SS), 3050 mg/l kjemisk oksygenforbruk (KOF), 28.9 mg/l totalfosfor (tot-P) og 132 mg/l totalnitrogen (tot-N). UV-absorbansen var 2.273 abs.enheter/cm, tilsvarende en transmisjon på 0.53 % pr. cm. Disse konsentrasjonene er i samme størrelsesorden som rapporterte verdier for konsentrert blodvann fra fiskeslakterier, med unntak av SS som er minst dobbelt så høy. Uttak av stikkprøver tyder på moderate konsentrasjonsvariasjoner gjennom fileteringsprosessen.
- Hoveddelen av KOF (84.1 %), tot-P (95.5 %) og tot-N (84.1 %) i avløpsstrømmen forelå som løst (<0.45 µm) og finpartikulært materiale (0.45 - 80 µm). Dette tilsier begrensede renses effekter ved å redusere poreåpningene i den eksisterende grovsilen (1 cm). Tilleggseffekter m.h.p. KOF, tot-P og tot-N fra 4.5 til 12.1 % med 350 µm poreåpninger, og fra 4.5 til 15.9 % med 80 µm poreåpninger kan påregnes.
- For desinfisering av avløpsvann fra filetindustri vurderes i første rekke typegodkjente anlegg basert på dosering av maursyre til pH 3.5 og 8 timers holdetid, og dosering av klor tilsvarende en startkonsentrasjon på minimum 50 mg/l hypokloritt og 10 mg/l totalchlor etter 15 minutters holdetid, som aktuelle. Denne vurderingen er i første rekke gjort med bakgrunn i dose/respons-forsøk som er gjennomført med blodvann, forskrifter og krav fra Landbruksdepartementet og Statens forurensningstilsyn, og kostnader forbundet med anvendelse av metodene. Det skal bemerkes at det ikke er gjennomført forsøk med filetvann under realistiske betingelser som bekrefter effektene som er oppnådd med blodvann. Ved lavt innhold av sjøvann (lav salinitet), synes kjemikaliekostnadene å være lavere for maursyre enn for klor (se tabell 15). Ved høyt sjøvannsinhold vil syrekostnadene overstige klorkostnadene. Før valg av metode anbefales å bestemme nødvendig syre- og klorforbruk i det aktuelle avløpsvannet. Sammen med øvrige driftskostnader og investeringskostnader vil

total kostnadene forbundet med hver av de to metodene framkomme. I begge tilfeller må avløpet siles i selvrensende sil for fjerning av store partikler før desinfeksjon. Ytterligere miljøkrav stilles normalt ikke til noen av metodene pr. dato.

- Det kan være aktuelt å benytte andre metoder, som f.eks. UV-behandling eller ozonering, for mindre konsentrerte avløpsstrømmer fra fiskeindustri etter siling, og for filetvannet etter rensing (f.eks. kjemisk felling med flotasjon). Det anbefales også her å ta prøver av avløpsvannet for valg av forbehandling, desinfeksjonsmetode, og for å fastsette nødvendige desinfeksjonsdoser.
- Ved desinfeksjon av avløpsvann fra fiskeindustrien skal man være oppmerksom på faren for overlevelse av virus og bakterier knyttet til partikulært materiale som f.eks. finstoff fra fiskens muskelvev som filetvann inneholder mye av. Flere studier har vist at mikroorganismer som er knyttet til partikler kan beskyttes mot kjemiske desinfeksjonsmidler og UV-bestråling. Ut over kimtallsanalyser, eventuelt vibriotellinger på selektivt medium der avløpet inneholder sjøvann, mangler mikrobiologiske indikatorer for å evaluere effekten av desinfeksjon i denne type avløpsvann.
- Ved rensing av avløpsvannet, f.eks. med kjemisk felling og flotasjon, kan hoveddelen av proteintapet (som ble målt til 4 % av råfiskens proteinmengden ved filetbedriften omtalt i denne rapporten) til avløpsvannet gjenvinnes til f.eks. forråstoff i stedet for å belaste resipienten. Med slik forbehandling vil nødvendig desinfeksjonsdose kunne reduseres og effekten forbedres. Miljømessig er en slik løsning å foretrekke. Investeringskostnadene vil imidlertid øke.

1. Innledning

I forhold til gjeldende forskrift fra Landbruksdepartementet (forskrift om smitteforebyggende tiltak ved fiskeslakterier, tilvirkingsanlegg m.v. av 14. juni 1991) skal bedrifter som slakter og/eller bearbeider oppdrettsfisk behandle avløpet slik at det ikke medfører fare for smittespredning. Dette av hensyn til omkringliggende oppdrettsanlegg og villfiskpopulasjoner. Når det gjelder slakterier har de fleste pr. dato investert i behandlingsanlegg for desinfeksjon av avløpsvannet (blodvann). Av bedrifter som foredler og tilvirker oppdrettsfisk er det bare et fåtall som har installert desinfeksjonsanlegg. Imidlertid er det mange som har fått pålegg om å installere slike anlegg. I Møre og Romsdal må ca. 30 bedrifter desinfisere avløpet ifølge Fylkesveterinæren.

Når det gjelder slakterier er vannmengdene relativt små med høyt fargetall og innhold av organisk materiale, fortrinnsvis i form av blod. Utifra vannets spesielle sammensetning er det i hovedsak valgt å benytte syre, lut eller klor for desinfeksjon.

Når det gjelder tilvirkingsanlegg for oppdrettsfisk har avløpsvannet en annen sammensetning, noe som tilsier at andre behandlingsmetoder kan være aktuelle, både ut fra kost/nytte - betraktninger og miljømessige hensyn. Vannmengden kan være høy, da det ofte benyttes sjøvann for tining av frossenfisk og store vannmengder i den øvrige produksjonen.

Det foreligger flere eldre undersøkelser omkring avløpsbelastninger fra norsk og nordisk fiskeindustrien. Imidlertid er det sparsomt med undersøkelser omkring avløpsvannets sammensetning, spesielt fra laksefiletering. For vurdering av effekten av alternative rense- og desinfeksjonsteknologier er det av interesse å vite mer om avløpsvannets sammensetning, spesielt om forholdet mellom partikulært og oppløst materiale i ulike avløpsstrømmer, og om partiklenes størrelsesfordeling.

Arbeidet som rapporteres her er gjennomført for å kartlegge ulike desinfeksjonsmetoders muligheter og begrensninger for å behandle avløpsvann fra fiskeindustrien. Blodvann fra slakterier er i hovedsak holdt utenom, da desinfeksjon av slikt vann er tidligere omtalt i flere rapporter (Fløgstad og medarb. 1991 og Fløgstad og Torgersen 1992). Mengde avløpsvann og avløpsvannets sammensetning vil variere fra bedrift til bedrift, avhengig av type råstoff, tilvirkingsprosess og driftsrutiner, og er avgjørende for valg av behandlingsmetode. Da vann fra filetering regnes å ha de høyeste stoffmengdene og derved vanskeligst å desinfisere, er de foreliggende vurderinger i hovedsak gjort i forhold til denne vanntypen.

Avløpsvann er karakterisert med hensyn på mengde og sammensetning ved å samle rapporterte data, og ved å foreta målinger ved to bedrifter. Ut i fra dette er aktuelle behandlingsmetoder beskrevet i forhold til metodens effekt, faktorer som påvirker effekten, dimensjonering og oppbygging av anlegg, drift og driftskostnader og miljøeffekter.

2. Regelverk

2.1 Regelverk m.h.p. smittespredning

I henhold til Slakteriforskriften og Avfallsbehandlingsforskriften (Landbruksdepartementet 1991) (disse skal snart erstattes av en felles Vannbehandlingsforskrift) skal avløpsvann fra slakterier og /eller tilvirkingsanlegg for fisk, krepsdyr eller muslinger fra oppdrett behandles slik at det ikke medfører fare

for smittespredning. Fiskeridirektoratets Kontrollverk kan ved enkeltvedtak bestemme at forskriften også skal gjelde andre anlegg og avgjøre tvilstilfeller. Med tilvirkingsanlegg menes anlegg oppført i Fiskeridirektørens register over tilvirkingsanlegg, samt andre anlegg etter Fylkesveterinærens bestemmelse. Desinfeksjon av avløpsvannet skal skje ved bruk av godkjent metode og utstyr, og i samsvar med orientering om saksang og krav til dokumentasjon ved godkjenning av metoder og utstyr for behandling av død fisk, fiskeavfall og avløp m.v. mot smittefare (Veterinærinstituttet 1992), og anleggets øvrige driftsplan. I de følgende kapitler vil kravene til desinfeksjon bli nærmere omtalt.

2.2 Regelverk m.h.p. forurensning

Utslippssaker i forbindelse med fiskeforedling behandles av fylkesmannen i det aktuelle fylket. Statens forurensningstilsyn (SFT) har utarbeidet veiledende tekniske retningslinjer med tiltak for å redusere de estetiske ulempene av utslippene (SFT 1983). Tiltakene er i hovedtrekk som følger:

Produksjonsrester som hoder, slo, rygger og skinn bør samles opp i produksjonslinjen og behandles på en måte som ikke fører til forurensning. Prosessavløpsvann (spylevann, rengjøringsvann, transportvann, eller vann som har vært i direkte kontakt med råstoff, produkt eller avfall) bør samles opp og ledes gjennom selvrensende sil med 0.5 mm lysåpninger for bedrifter med råstoffmottak større enn 1000 tonn pr. år (rundfiskvekt), og 8 mm lysåpninger for bedrifter som mottar mindre enn 1000 tonn pr. år. Dersom produksjonen helt eller delvis er basert på råstoff med høyt fettinnhold bør avløpsvannet også passere fettavskiller. For store bedrifter (> 1000 tonn råstoff pr. år) bør utslippspunktet ligge minst 10 meter under laveste vannstand.

3. Godkjenning av desinfeksjonsanlegg

3.1 Generelle krav til godkjenning av metode

I henhold til Landbruksdepartementets forskrifter gjelder at metoden gjennom anerkjent vitenskapelig dokumentasjon under relevante forsøksbetingelser (vannkvalitet, temperatur mv.) skal vise minimum 3 \log_{10} (99.9%) inaktivering av *Aeromonas salmonicida* subsp. *salmonicida*, og det er vist, eller på grunnlag av dose-responskurver for IPN-virus anses sannsynlig, at smittestoffet som forårsaker infeksjøs lakseanemi (ILA) også inaktiveres. To metoder er godkjent uten videre krav til dokumentasjon av effekt:

- infiltrering i løsmasser på et sted og en måte som fylkesveterinæren har godkjent
- oppvarming til minst 100°C i minst 30 sekunder

3.2 Generelle krav til typegodkjenning

Leverandører eller produsenter kan oppnå typegodkjenning av desinfeksjonsanlegg (utstyr) basert på bruk av en godkjent metode etter nærmere spesifiserte regler. Godkjenningsmyndigheten (Veterinærinstituttet) vil normalt gi en tidsbegrenset midlertidig godkjenning. Produsenten skal så engasjere en utprøvingsinstans for utprøving. Utprøvingsinstansen skal i samråd med godkjenningsmyndigheten utarbeide et prøveprogram tilpasset den enkelte anleggstype og normer angitt i "Vannbehandlingsforskriften".

Krav til de ulike desinfeksjonsmetodene er beskrevet i de følgende kapitler. For anlegg basert på syre eller lut er hovedkravet at riktig pH-verdi og holdetid dokumenteres. For kloreringsanlegg er det krav til restklormengde og holdetid, eventuelt også dosert mengde. For UV-anlegg skal UV-intensitet og vannmengde (UV-dose) dokumenteres, og for anlegg basert på oppvarming skal temperatur og holdetid dokumenteres. Av generelle krav til drift av anlegget gjelder følgende: Det skal foretas en løpende egenkontroll. For slakteri/tilvirkingsanlegg gjelder at eier jevnlig skal foreta kvantitative bakteriologiske undersøkelser av vannet før og etter behandling. Resultatene fra de bakteriologiske undersøkelsene, sammen med data fra desinfeksjonsanleggets registreringsenhet og driftsjournal, skal kunne legges fram for kontrollerende myndighet (Kontrollverket), og vil danne grunnlag for fornyet godkjenning.

4. Karakterisering av avløpsvann fra tilvirkingsanlegg

Bearbeiding av fisk gir biprodukter som gir en rekke muligheter for lønnsom utnyttelse. I dag samles hovedmengden av hoder, slo, rygger, skinn og annet avskjær opp i produksjonslinjen og utnyttes til dyrefor, etc. Imidlertid havner en andel i avløpet som partikler eller oppløst stoff. Disse komponentene inneholder organisk karbon, fosfor og nitrogen som kan skape forurensningsproblemer i avgrensede havneområder, og som kan skape problemer for effektiv desinfisering av avløpet.

Avløpsvann som skal desinfiseres etter gjeldene regelverk må samles opp. Desinfeksjonsmetoden bør velges i forhold til den aktuelle vannmengde og vannkvalitet. Noen metoder kan egne seg best for høye vannmengder, da investeringskostnadene er høye mens driftskostnadene er lave. Noen metoder er mer følsomme for svingninger i vannkvalitet enn andre, og krever mer omfattende fjerning av partikler og oppløst organisk stoff før desinfeksjon.

Avløpets mengde og sammensetning vil variere avhengig av tilvirkingsprosess og driftsrutiner i den enkelte bedrift. Ved tilvirking av oppdrettsfisk kan man skille mellom flere typer avløp:

- 1) Vann fra slakteri (bløgging og sløying av fisk). Vannet er sterkt rødfarget av blodlegemer og har forholdsvis høye verdier for alle analyseparametere. Det brukes ca. 6 l vann pr. kg slaktet fisk.
- 2) Vann fra filetavdeling og fiskematproduksjon. Vann brukes kontinuerlig til spyling og rengjøring av f.eks. filetmaskiner, ved beinnapping og skinning. Forholdsvis store og konsentrerte avløpsstømmer. Vannet kan inneholde stoffer som tilsettes i fiskematproduksjon, f.eks. salt, sukker og konserveringsmidler.
- 3) Vann fra spyling og rengjøring av produksjonshaller og maskinelt utstyr. Varierende vannmengder med forholdsvis lavt innhold av partikler og oppløst stoff, bortsett fra en partikkeltopp ved begynnende spyling. Vann fra rengjøring inneholder normalt både vaske- og desinfeksjonsmidler.
- 4) Vann fra tining av frossenfisk. Ved tining av frossenfisk går det med store mengder vann, ofte benyttes sjøvann. Avløpsvannet har lave forurensnings-konsentrasjoner. Tiningen kan foregå døgntkontinuerlig.

Bedrifter som kun fileterer og pakker ferdig sløyd oppdrettsfisk vil ha avløp med høyt innhold av partikulært og oppløst materiale under produksjon. I perioder med spyling og rengjøring av maskinelt utstyr og produksjonshall vil normalt sett forurensningskonsentrasjonene være lavere. I andre bedrifter

kan foredling av oppdrettsfisk være en del av den totale produksjonen som også inkluderer hvitfisk. Det kan være problematisk å separere avløpene, slik at også vann fra hvitfiskproduksjon inngår i avløpsstrømmen som må desinfiseres. Dersom f.eks. vann fra tining av frossenfisk inngår, kan vannmengdene bli store mens konsentrasjonene av partikulært og oppløst materiale går ned.

4.1 Resultater fra tidligere undersøkelser

Det foreligger flere eldre undersøkelser omkring tørrstoffbelastninger fra norsk og nordisk fiskeindustrien. Imidlertid er det sparsomt med undersøkelser omkring avløpvannets sammensetning, spesielt fra bearbeiding av oppdrettsfisk. For vurdering av effekten av alternative rense- og desinfeksjonsteknologier er det av interesse å vite mer om ulike avløpsstrømmers fysisk/kjemiske sammensetning, om forholdet mellom partikulært og oppløst materiale, og om partiklenes størrelsesfordeling.

Ved fileteringsbedrifter er det vanlig å motta råfisk, d.v.s. at fisken blir levert sløyet og hodekappet. I filet-hallen vil rygger og skinn separeres fra filetstykkene. Rygger og skinn, pluss annet avskjær samles opp for bruk i biproduksjon, mens en andel tapes som finavfall til avløpsvannet (tabell 1).

Finavfallet består normalt sett av 40 - 80 % proteiner. Fettinnholdet vil variere med fiskeart. Avløpsvann fra laksefiletering vil inneholde større mengder fett enn vannet fra torskefiletering.

Tabell 1. Tapet til avløpsvannet inndelt etter partikkelstørrelse (etter Thorsen 1987). De prosentvise tallene angir omtrentlig fordelingen av tørrstoff mellom de ulike fraksjonene ved filetering av torsk.

	Filetering, torsk
Grovt avfall (større enn 1 mm)	30 %
"Partikler" (0.01 - 1.0 mm)	30 %
Finstoff (under 0.01 mm, oppløst stoff)	40 %

Ved bruk av en effektiv selvrensende sil med lysåpning 0.5 - 1.0 mm vil grovt avfall pluss litt av partiklene (ca. 10 %) holdes tilbake (Thorsen 1987).

Eldre avløpsmålinger som er gjort av SINTEF ved bedrifter som har filet av torsk som hovedprodukt, tyder på store spesifikke mengdevariasjoner fra bedrift til bedrift innen samme bransje (Byskov og medarb. 1977). Undersøkelsen foregikk ved to bedrifter, bedrift A og B. Fabrikk A er en eldre bedrift med avløp fra to fileteringsavdelinger, mens B er en større, nyere og mer fabrikkpreget bedrift. Begge mottar sløyet trålfisk for maskinell filetering. Under filetering ved bedrift A ble det målt vannmengder på 26 og 20 m³/tonn råstoff fra henholdsvis avd. I og II (produksjonen var henholdsvis 0.44 og 0.38 tonn pr. time). Det ble ikke målt avløpsmengder under rengjøring. Ved bedrift B var den spesifikke avløpsmengden under produksjon (5.53 tonn pr. time) betydelig lavere, 6 m³/tonn råstoff. Vannmengden som ble ledet til avløp under rengjøring var 22 m³ pr. vask.

Stoffvariasjonene i avløpet under produksjon varierte i forholdet 3:1 til 10:1. For vaskeperiodene var variasjonene enda større. Selv om det spesifikke vannforbruket i bedrift B var betydelig lavere enn i bedrift A, ble dette ikke reflektert i høyere stoffkonsentrasjoner. Konsentrasjonene i avløpsvannet under produksjon fra bedrift A (avd. I og II) og B var i områdene 973 - 1300 mg O/l (BOF₇), 100 - 138 mg tot-N/l og 16.3 - 33.9 mg tot-P/l (tabell 2). Under vask var konsentrasjonene betydelig lavere.

Basert på massebalanser utarbeidet av SINTEF (Thorsen 1987) har konsulentfirmaet Grøner Tromsø A/S gjennomført en undersøkelse for Troms fylkeskommune omkring utslippsforholdene fra fiskeindustrien i Troms (Troms fylkeskommune 1994). I den forbindelse ble det hentet inn data om produksjon og vannforbruk. Basert på tall fra 12 bedrifter var gjennomsnittlig vannforbruk ca. 50 m³ pr. tonn råfisk. Dette er summen av vannforbruket fra vasking, filetering, skinning og foredling, pluss vann til rengjøring. Variasjonene var store fra bedrift til bedrift. Dette forbruket er høyt i forhold til det som er rapportert ved islandske filetbedrifter (16.3 - 18.2 m³/tonn råfisk) (Halvorsen 1984).

Danske undersøkelser tyder på at vannforbruket er lavere og stoffkonsentrasjonene høyere i den danske filetindustrien enn i den norske (Hjelmar og Krog 1978, VKI 1988) (tabell 2). Undersøkelsene inkluderer avløpsmålinger fra maskinell filetering av fet fisk (sild og makrel) og mager fisk (torsk, flyndre etc.). Basert på middelveier er vannforbruket på henholdsvis 6.6 og 19.2 m³/tonn ferdigvare. I forhold til råstoffmengde blir dette 3.6 og 10.6 m³/tonn råstoff når mengden restprodukter som oppstår under fileteringsprosessen regnes som 45 % av råfiskvekten. Høyere pris på ferskvannet, og betydelige kostnader forbundet med utledning av avløpsvann til kommunalt nett, gjør det mer attraktivt å redusere vannforbruket i den danske tilvirkingsindustri sammenliknet med den norske. Lavt vannforbruk fører til at stoffkonsentrasjonene er betydelig høyere enn de som er målt ved norske tilvirkingsanlegg.

Tabell 2. Stoffkonsentrasjoner (middelveier) i avløp ved maskinell filetering.

Referanse	Bedrift/ bransje	SS, mg/l	TT, mg/l	Fett, mg/l	BOF ₇ , mg/l	TOC, mg/l	KOF, mg/l	Tot-N, mg/l	Tot-P, mg/l
Byskov og medarb. (1977)	torsk A I	585	-	51	973	615		162	33.9
	" A II	372	-	72	600	418		100	19.2
	" B	247	1184	54	1300	740		138	16.3
Hjelmar & Krog (1978)	sild	-	20000	12000	10000	-	-	-	-
VKI (1988)	sild	-	-	500- 25000	2000- 28000	-	-	400- 1000	80- 150
Miljø- styrelsen (1996)	fet fisk	-	-	-	15000	-	28800	760	-
	mager fisk	-	-	-	3600	-	5200	-	-

Ut fra målingene foretatt av Byskov og medarb. (1977), ble det gjort et overslag over totalutslipp i forhold til råstoffmengde regnet som råfisk (tabell 3). Tall fra danske undersøkelser i forhold til antall tonn ferdigvare (f.v.) er vist i tabell 4. For selve fileteringsprosessen er det funnet et proteintap til avløpsvannet på 3.6 - 11.6 %.

Tabell 3. Spesifikke vannmengder (m³/tonn råfisk) og utslippsmengder (kg/tonn råfisk) ved filetering av torsk og under vask (etter Byskov og medarb.1977).

	Vannmengde m ³ /tonn råfisk	BOD ₇ kg/tonn	Fett/olje kg/tonn	Total-N kg/tonn	Susp. stoff kg/tonn
Under produksjon	6 - 26	8 - 19	0.3 - 1.4	0.9 - 3.1	1.6 - 11.3
Under vasking	22 m ³ pr. vask	0.5 - 6	ca. 0.1	ca. 0.1	ca. 0.5

Tabell 4. Spesifikke vannmengder (m³/tonn ferdigvare) og utslippsmengder (kg/tonn ferdigvare) i danske undersøkelser (VKI 1988, Miljøstyrelsen 1996).

	Vannmengde m ³ /tonn ferdigvare	BOF ₅ kg/tonn f.v.	KOF kg/tonn f.v	Tot-N kg/tonn f.v.
Filetering fet fisk	6.6	100	190	3.5
Filetering mager fisk	19.2	70	100	-

4.2 Målinger ved bedrifter

For å bestemme avløpsvannsmengder og sammensetning er det blitt tatt ut prøver gjennom en dags produksjon ved en bedrift som fileterer oppdrettslaks. I tillegg ble det tatt ut stikkprøver ved samarbeidsbedriften.

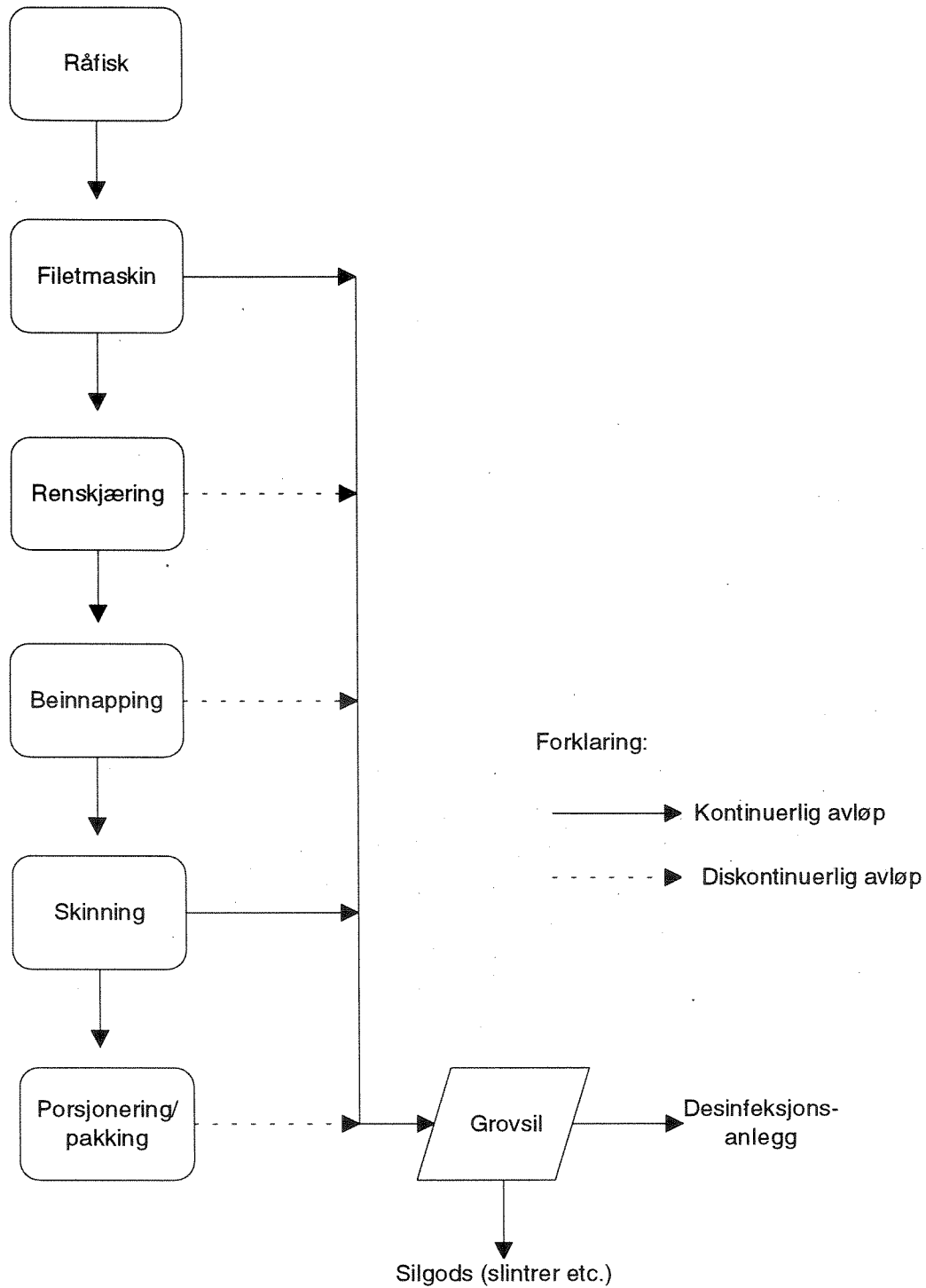
4.2.1 Beskrivelse av bedriftene

Filetbedriften

Ved filetbedriften mottas oppdrettslaks sløyet og hodekappet (råfisk). Det ble mottatt 3360 tonn råfisk i 1996 basert på opplysninger fra ledelsen ved bedriften. Den dagen målingene ble gjort ble det mottatt 8.6 tonn råfisk og produsert 4.8 tonn ferdig filet. Det vil si at prosseseringen ga 55.8 % utbytte, mens 44.2 % av råfisken er avskjær som samles opp og går til biproduksjon, eller finavfall som utledes med avløpsvannet. Bearbeidingen av råfisken består av filetering, beinnapping, skinning og porsjonering/pakking (se figur 1). Det ferdige produkt er fersk filet eller frosne porsjoner.

Bedriften har kommunal vannforsyning. Det benyttes ikke sjøvann. Flere steder i produksjonslinjen brukes vann kontinuerlig. Avløpet fra filetmaskinen er dominerende, både i størrelse og konsentrasjon. I

tillegg ble vann ledet ut på gulvet i filethallen kontinuerlig fra en spyleslange. Dette ble gjort for å forhindre luktproblemer.



Figur 1. Flytskjema for maskinell filetering med avløpsstrømmer.

Alt avløpsvannet blir samlet i felles sluk og ledes til utvendig pumpekum med nivåvipper. Herfra blir vannet pumpet (diskontinuerlig) til desinfeksjonsanlegget. Desinfeksjonsanlegget er basert på utfelling av finstoff med jernklorid, koagulering og sedimentering, med påfølgende dosering av klor. Anlegget består av en grovsil (1 cm sirkulære lysåpninger) med skrue for transport av grovavfall til container, buffertanker, doseringsutstyr for jernklorid, pumpe for å løfte vannet opp til sedimenteringstanken, og en reaksjonstank hvor klor tilsettes og krav til holdetid tilfredstilles. Vannet ledes deretter til sjøen.

Samarbeidsbedriften

Ved samarbeidsbedriften blir det tilvirket en rekke fiskeprodukter, i første rekke laksefilet (ca. 200 tonn/år) og annen fiskemat (laksekoteletter, lutefisk og sild, fileter av sei, torsk og hyse, totalt ca. 800 tonn/år). I bedriftens lokaler er det 6 ulike produksjonssteder som har separate avløp. For tiden arbeides det med å samle disse avløpene til felles kum. Totalt ferskvannsforsbruk ble oppgitt til 25562 m³ i 1995. I tillegg brukes mye sjøvann til tining av frossenfisk. Det er håp om å begrense avløpet til det planlagte desinfeksjonsanlegget til ca. 10 m³/t, blant annet ved å lede sjøvannet utenom.

4.2.2 Prøvetaking og analyse

Vannmengder ved filetbedriften ble målt på trykkledningen fra pumpekummen v.h.a. en elektromagnetisk mengdemåler (Portaflow MKII). Gangtid og pausetid ble registrert. Total avløpsvannmengde under produksjon ble beregnet ved å multiplisere volumstrømmen (mengde pr. tidsenhet) med gangtid.

Vannprøver for analyse ble tatt fra utløpet av grovsilen i løpet av en 8 timers periode under produksjon. Det ble tatt ut 200 ml delprøver manuelt hvert 15. minutt for tillaging av blandprøve, da det var problematisk å få montert automatisk prøvetaker. I tillegg ble det tatt ut 6 stk. 1 liters stikkprøver. 5 av prøvene ble tatt i produksjonsperioden mens den siste ble tatt 40 minutter etter produksjonsstans.

For å vurdere mulighetene til å holde tilbake partikulært materiale v.h.a. sil-systemer, ble blandprøver silt skånsomt gjennom nylon-duker med forskjellige poreåpninger. Dette ble gjort på stedet før transport til laboratorium.

Ved samarbeidsbedriften var det ikke mulig å ta ut representative prøver under produksjon, da det som nevnt er mange separate avløp direkte gjennom gulvet i produksjonshallen. Det ble tatt ut stikkprøver i forbindelse med besøk ved bedriften den 22.05.96 og 26.09.96. Prøver ble tatt under produksjon for å representere høyeste stoffverdier i avløpsvannet, og av tinevann (laveste stoffverdier). Prøvene ble analysert med hensyn på generelle forurensningsparametere og med hensyn på mer spesielle parametere med direkte betydning for valg av desinfeksjonsprosess. Av disse kan nevnes titreringer med maursyre og målinger av UV-absorbans på filtrert og ufiltrert prøve. Prøver fra filetbedriften ble analysert på tilsvarende parametere for sammenlikning.

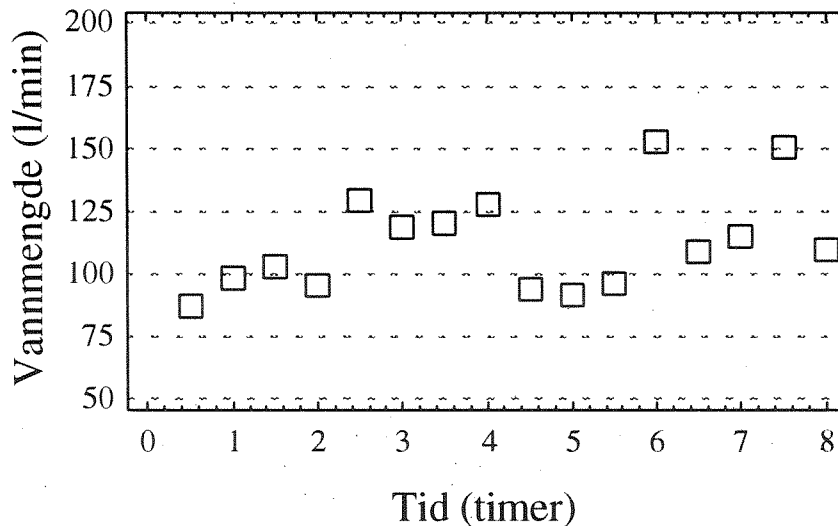
Alle prøver ble kjølt ned og transportert til KM lab A/S i Grimstad for analyse. Laboratoriet er akkreditert under den Norske Akkrediteringsordning. For de fleste analysene inngikk homogenisering som forbehandling, unntatt analyser med hensyn på suspendert stoff og UV absorbans, og prøver som skulle filtreres gjennom 0.45 µm lysåpninger før analyse.

4.2.3 Resultater og diskusjon

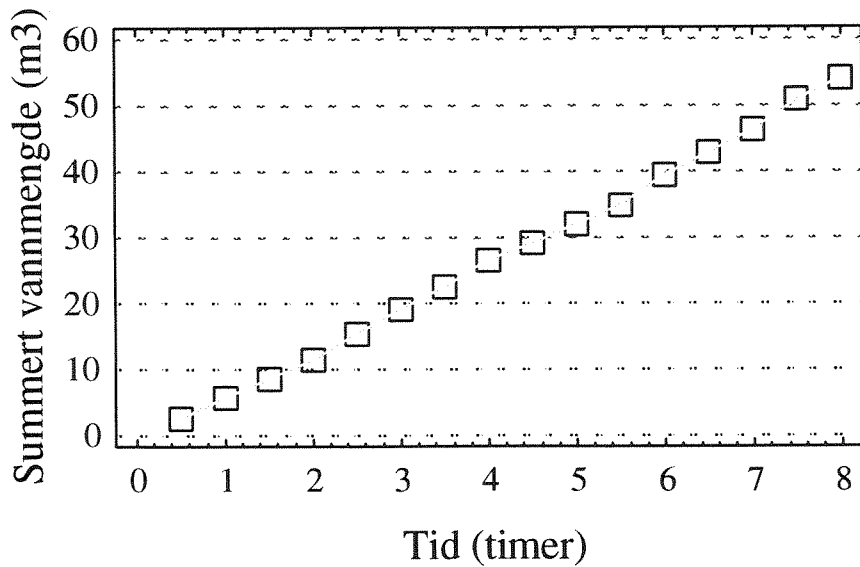
Filethedriften

Figur 2 viser avløpsvannmengden fra filethallen under en normal 8 timers produksjonssyklus, fra start kl. 0730 til stopp kl. 1530. Gjennomsnittlig avløpsstrøm var 112.6 l/min, med maksimum og minimum på henholdsvis 152.9 og 87.6 l/min. Selv ved maskinell bearbeiding av råstoffet som her, er det noe variasjoner i vannmengde med tid. Dette tilskrives periodevis spyling av maskinelt utstyr og gulv, i tillegg til vann som brukes kontinuerlig. I lunsj-pausen fra kl. 1130 til 1200 stoppes produksjonen, og derved også maskinenes vannforbruk. Imidlertid foregår det manuell spyling som bidrar til å opprettholde en viss avløpsstrøm.

Figur 3 viser summert (akkumulert) avløpsvannmengde i produksjonsperioden. Totalt ble det pumpet 54 m³ fra pumpekummen til desinfeksjonsanlegget i perioden, tilsvarende en spesifikk avløpsmengde på 6.3 m³ pr. tonn råfisk. Det ble i tillegg registrert et betydelig vannforbruk i forbindelse med rengjøring og spyling etter produksjonsstans.



Figur 2. Avløpsvannmengde i liter pr. min fra filethallen under produksjon.



Figur 3. Summert avløpsvannmengde fra filethallen under produksjon.

I tabell 5 er konsentrasjoner for ulike vannkvalitetsparametere vist i ulike prøver. Alle prøvene er tatt etter grovsilen (1 cm poreåpninger). Det ble registrert lite uttak av grovavfall i silen (4 - 5 liter i løpet av produksjonsperioden). Det ble fra driftpersonalets side hevdet at silen var viktig for å unngå driftsproblemer i den etterfølgende desinfeksjonsprosessen.

Som det framgår av forskjellene på ufiltrerte og filtrerte blandprøve, foreligger 28.5 % av organisk stoff målt som KOF på løst form, mens nesten alt fosfor og litt over halvparten av nitrogenet er løst.

Basert på organisk tørrstoff tapes 3.6 % av råfiskvekten til avløpsvannet når vi regner et tørrstoffinnhold på 31 % i råfisken. Avløpsvannet inneholder 1400 mg/l protein. Ved å multiplisere med vannmengden i produksjonstiden beregnes proteintapet i avløp til ca. 4 % av proteininnholdet i råfisken (18.4 % av 8.6 tonn). Tapene til avløpsvannet er lave i forhold til litteraturverdier (Byskov og medarb. 1977, Thorsen 1978), noe som tilskrives en moderne og effektiv fileterings-prosess.

Tabell 5. Konsentrasjoner med hensyn på ulike parametere i blandprøve tatt etter grovsil (1 cm poreåpninger) i løpet av fileteringsperioden. Forbehandlet blandprøve er filtrert (0.45 µm) på laboratoriet før analysering.

Parameter	Blandprøve	Forbehandlet blandprøve (0.45 µm)	Andel løst
pH	7.2		
Konduktivitet, mS/m	269		
Susp. stoff, mg/l	1600		
Tot. tørrstoff, mg/l	3230		
Tot. gløderest, mg/l	1470		
Tot. org. stoff, mg/l	1760		
KOF, dikr. mg O/l	3050	870	28.5 %
BOF ₇ , mg O/l	2350		
Tot-P, mg P/l	28.9	25.9	89.6 %
Fosfat, mg P/l		26.0	
Tot-N, mg N/l	132	70	53.0 %
Nitritt + nitrat, mg N/l		< 0.10	
Ammonium, mg N/l		3.48	
UV-abs _{254 nm} a.enh/cm	2.273	1.393	
Fett, mg/l	< 1000		
Protein, mg/l	1400		

Den prosentvise fordelingen av KOF, tot-P og tot-N etter partikkelstørrelse (tabell 6), viser at hoveddelen av komponentene foreligger som finpartikulært (0.45 - 80 µm) og løst (< 0.45 µm) materiale etter at grovavfall er fjernet i sil med poreåpninger på 1 cm. Som vist i tabell 7, er det kun mulig å oppnå en svært begrenset tilleggseffekt ved bruk av sildukssystemer ned til 80 µm poreåpninger i forhold til grovsilingen.

Tabell 6. Prosentvis fordeling av KOF, tot-N og tot-P etter partikkelstørrelse i avløp fra filetindustri.

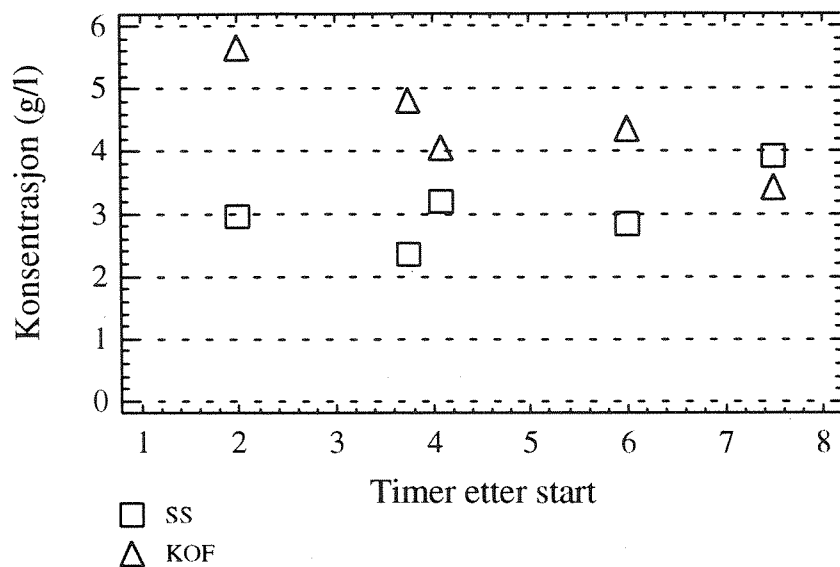
Partikkelklasser	< 0.45 µm	0.45 - 80 µm	80 - 350 µm	350 µm - 1cm
KOF	28.5 %	57.4 %	6.2 %	7.9 %
Tot-P	89.6 %	5.9 %	0 %	4.5 %
Tot-N	53.0 %	31.1 %	3.8 %	12.1 %

Tabell 7. Konsentrasjoner i avløpsvann som har passert grovsil (1 cm poreåpninger), i avløpsvann etter siling gjennom duker med poreåpninger på 350 og 80 µm. Tallene i parentes angir renseeffekt i forhold til grovsilt avløpsvann.

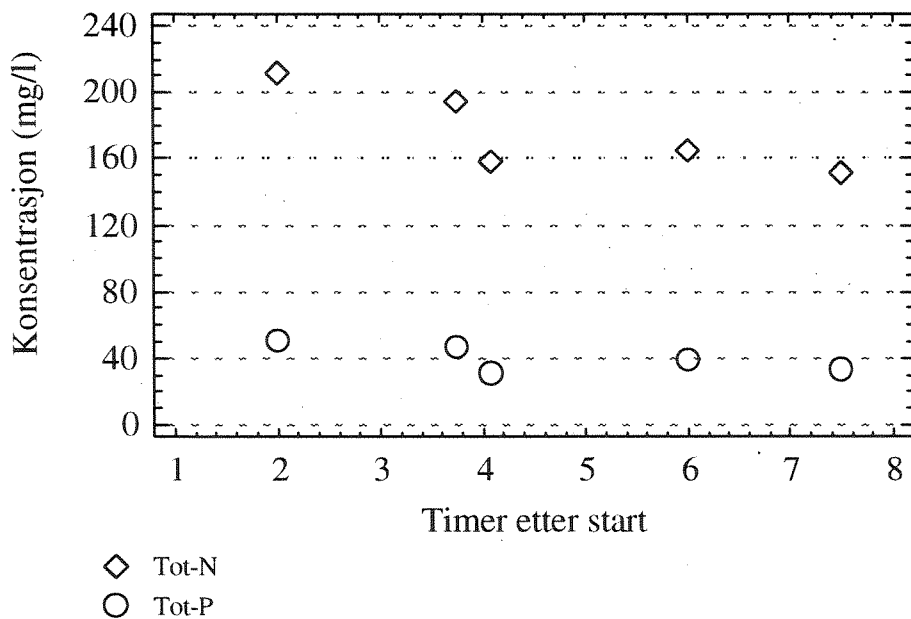
Poreåpninger	SS mg/l	KOF mg/l	Tot-P mg/l	Tot-N mg/l	UV-abs pr cm
Grovsil (1 cm)	1600	3050	28.9	132	2.273
350 µm	-	2810 (7.9 %)	27.6 (4.5 %)	116 (12.1 %)	-
80 µm	1340 (16.3 %)	2620 (14.1 %)	27.6 (4.5 %)	111 (15.9 %)	1.925

Resultatene av de 5 stikkprøvene som ble tatt i løpet av produksperioden viser forholdsvis stabile konsentrasjonsnivåer (figur 4 og figur 5). Middelverdiene for KOF, tot-N og tot-P er henholdsvis 4480, 176 og 40 mg/l. Variasjonene ligger innenfor 27 % av middelverdien for samtlige parametere. Dette strider mot tidligere undersøkelser (Byskov og medarb. 1977) som beskriver store konsentrasjonsvariasjoner under produksjon.

Det er bra overenstemmelse i samvariasjoner mellom KOF, tot-N og tot-P. Variasjonene i SS er mer tilfeldige. Dette kan ha sammenheng med at prøvene for SS analyse ikke homogeniseres. Analyse-resultatet vil derfor variere avhengig av om man får med store partikler som bein, slintrer, etc. i prøvevolumet som filtreres for SS bestemmelse.



Figur 4. Konsentrasjonsnivåer for SS og KOF i produksjonsperioden.



Figur 5. Konsentrasjonsnivåer for tot-N og tot-P i produksjonsperioden.

Samarbeidsbedriften

I tillegg til analyseresultatene som er vist ovenfor, ble det tatt ut stikkprøver fra filetbedriften og samarbeidsbedriften 22.05.96 og 26.09.96. Analyseresultatene er vist i tabell 8, og tyder på at samarbeidsbedriften har lavere stoffkonsentrasjoner og høyere konduktivitet (saltinnhold) i avløpsvannet

enn filetbedriften. Titreringsforsøkene indikerer et forbruk på 0.1 og 0.3 ml 85 % maursyre pr. liter avløpsvann for å nå pH verdier på henholdsvis 4.0 og 3.5. Forbruket av syre for å nå pH 3.5 i vannet fra filetbedriften er lavere. Dette tilskrives i hovedsak lavere saltinnhold og derved lavere bufferkapasitet.

UV-absorbans og UV-transmisjon som ble målt i forbindelse med besøket 26.09.96 viser at produksjonsvann fra samarbeidsbedriften egner seg dårlig for UV-bestråling uten behandling. Ved filtrering (0.45 µm poreåpninger) økes UV-transmisjonen til 56.9 % i 1 cm kyvette. Vannet som er benyttet til tining av frossenfisk (tinevann) har forholdsvis god kvalitet og høy UV-transmisjon. Det vil være mulig å fortynne produksjonsvannet med dette for å tilfredstille kravet om > 50 % transmisjon i 1 cm kyvette for UV-bestråling av avløpsvann. I alle tilfeller er det viktig med god partikkelfjerning før UV-bestråling. Hvilke partikkelstørrelser som vil kunne skape problemer ved UV-desinfeksjon er usikkert. Dette har bl.a. med mengde målorganismer assosiert med partikler å gjøre.

Tabell 8. Analyser av avløpsvann fra samarbeidsbedriften og filetbedriften (stikkprøver).

	Samarbeids- bedriften 22.05.96 produksjon	Filetbedriften 22.05.96 produksjon	Samarbeids- bedriften 26.09.96 produksjon	Samarbeids- bedriften 26.09.96 tinevann
pH	7.6	7.3	7.7	7.9
Konduktivitet, mS/m	1570	500	-	-
Susp. stoff, mg/l	130	1100	528	14
KOF dikr., mgO/l	530	2800	-	-
Tot-P, mg/l	-	-	12.2	0.21
Tot-N, mg/l	-	-	43.2	1.04
UV-abs _{254 nm} a. enh/cm	-	-	0.743	0.079
UV-abs _{254 nm} , filtr, a.enh/cm	-	-	0.245	0.025
UV-trans., %	-	-	18.1	83.4
UV-trans. filtrert %	-	-	56.9	94.4
85% maursyre pH 3.5, ml/l	0.3	0.2	-	-
85% maursyre pH 4.0, ml/l	0.1	0.1	-	-

5. Desinfeksjonskinetikk og hydrauliske betraktninger

5.1 Desinfeksjonskinetikk

5.1.1 Naturlig død

En rekke naturlige faktorer i miljøet kan senke konsentrasjonen av patogene mikroorganismer. Fortynning vil være en slik faktor som for øvrig er lett å beregne. Av andre faktorer som påvirker endringer av konsentrasjoner og sammensetting i den mikrobielle flora er:

1. Inaktivering
2. Naturlig celledød
3. Fysisk fraseparering / fjerning av celler

Det er utarbeidet mange modeller som kan benyttes for å beregne eller forutsi ulike mikrobiologiske forhold og prosesser i avløpsvann. Felles for modeller som beregner dødelighet av bakterier er at de følger første ordens kinetikk.

Likningene under gir eksempler på slike modeller for rennende (1) og stillestående (2) vann:

$$1. N = N_0 e^{(-kt)}$$

$$2. N = N_0 / (1 - kt_d)$$

Hvor:

- N = antall mikroorganismer i prøven etter tid = t
 N₀ = utgangskonsentrasjonen av mikroorganismer
 k = konstant (hastighet)
 t_d = hydraulisk oppholdstid i vannmassene basert på avløpsforhold

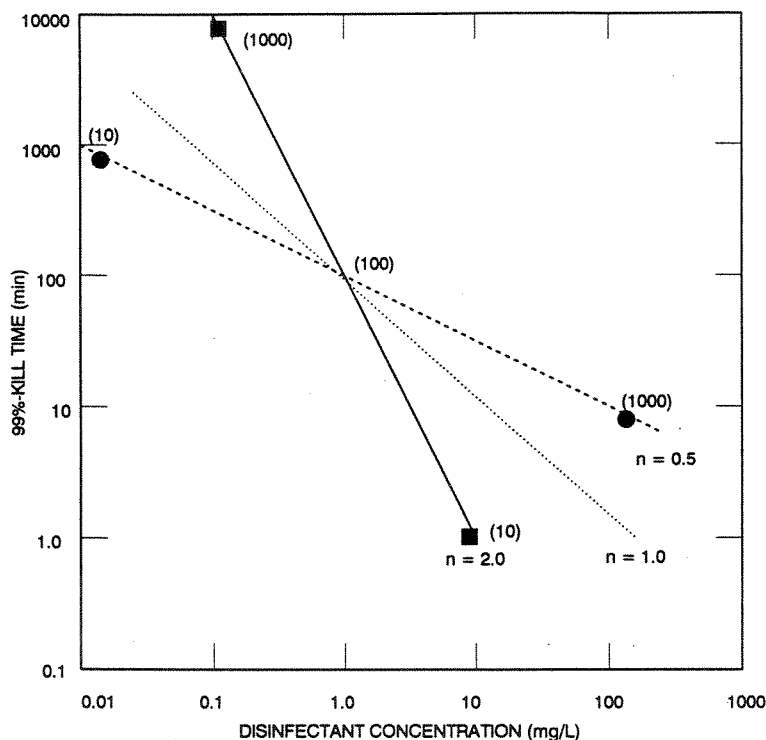
5.1.2 Dødelighet i nærvær av desinfeksjonsmidler

Virkningen av desinfeksjonsmidler er tidsavhengig, der det endelige resultatet med hensyn på ødeleggelse av bakterier, virus og/eller protozoer/amøber er avhengig av en rekke kjemiske, fysiske og biokjemiske forhold og prosesser. Slike virkningsmekanismer kan hver for seg beregnes gjennom enkle kinetiske uttrykk. Det skal imidlertid anmerkes at ukritisk bruk (overføring) av eksempler fra litteratur eller skalering på "tvers av vannkvaliteter" bør unngås.

Kunnskap om inaktiveringshastigheter for ulike mikroorganismer er grunnleggende for å designe et effektivt behandlingsanlegg. Spesielt er det viktig å dokumentere effekten som konsentrasjonen av valgt desinfeksjonsmiddel har på inaktiveringshastigheten, da dette gir grunnlag for å bestemme optimal holdetid i et behandlingssystem, uttrykt ved konsentrasjon x tid - forholdet (C x t-forhold).

I figur 6 under fremstilles tiden t som skal til for å inaktivere 2 log-enheter (99%) som funksjon av C i et dobbelt logaritmisk diagram. Vinkelkoeffisienten, n , for de ulike linjene blir her en effektvariabel som viser utslagene som endringer i kontakttid eller konsentrasjonen av benyttet desinfeksjonsmiddel har på inaktiveringseffektiviteten.

Dersom $n < 1$, vil desinfeksjonseffekten i større grad være påvirket av kontakttiden. Dette i motsetning til i systemer der $n > 1$ hvor det er konsentrasjonen av desinfeksjonsmidlet som bestemmer effekten. Det må presiseres at n ofte er nær 1.0.



Figur 6. Effekten som ulike konsentrasjoner av desinfektant har på n i et $C \times t$ -diagram (Clark og medarb. 1989)

Inaktivering ved bruk av desinfeksjonsmidler skjer ved ulike reaksjonshastigheter. Chick beskrev allerede i 1904 en likning for å beregne inaktiveringshastighet:

Chick's lov

$$-dN/dt = kN$$

hvor:

$-dN/dt$ = hastigheten som endringen skjer ved (inaktiveringen)

k = dødsrate-konstant

N = antall overlevende celler ved ett gitt tidspunkt

Chicks lov, beskriver en eksponensiell sammenheng mellom inaktivering og tid.

Det må presiseres at det finnes mange avvik fra dette "prosessbildet". Mange faktorer kan forårsake avvikene, f.eks endring i konsentrasjon av desinfeksjonsmiddel (over tid), aldersfordelingen i en kultur (alders- eller typeavhengig resistens eller motstandskraft) eller artsavhengig resistens. Dannelse av celleaggregater eller tilstedeværelse av celleholdige partikler vil spille helt avgjørende roller for inaktiveringseffekten.

Watsons lov beskriver en vel dokumentert logaritmisk sammenheng mellom inaktiveringshastighet og konsentrasjonen av desinfeksjonsmiddel:

Watson's lov

$$k = k' C^n$$

hvor:

C = konsentrasjon av desinfektant

n = fortynningskoeffisient

k' = korrigert dødsrate konstant

Desinfeksjonsprosessen er oftest influert av temperatur (med unntak av UV-bestråling), og Arrhenius' likning kan anvendes for å beregne temperatureffekten, dersom desinfeksjon ved bruk av høye temperaturer holdes utenfor:

Arrhenius' likning

$$k'_T = k'_{20} B^{(T-20)}$$

hvor:

k'_T = hastighet ved en gitt temperatur

k'_{20} = hastighet ved 20°C

B = empirisk konstant

Formelen under som i tillegg til temperatur også inkluderer pH, ble utviklet for å forutsi inaktivering av *Giardia lamblia* cyster ved bruk av klor (Clark og medarb., 1989, Hibler og medarb., 1987)

$$C \times t = 0.9847 C^{0.1758} \times \text{pH}^{2.7519} \times T^{-0.1467}$$

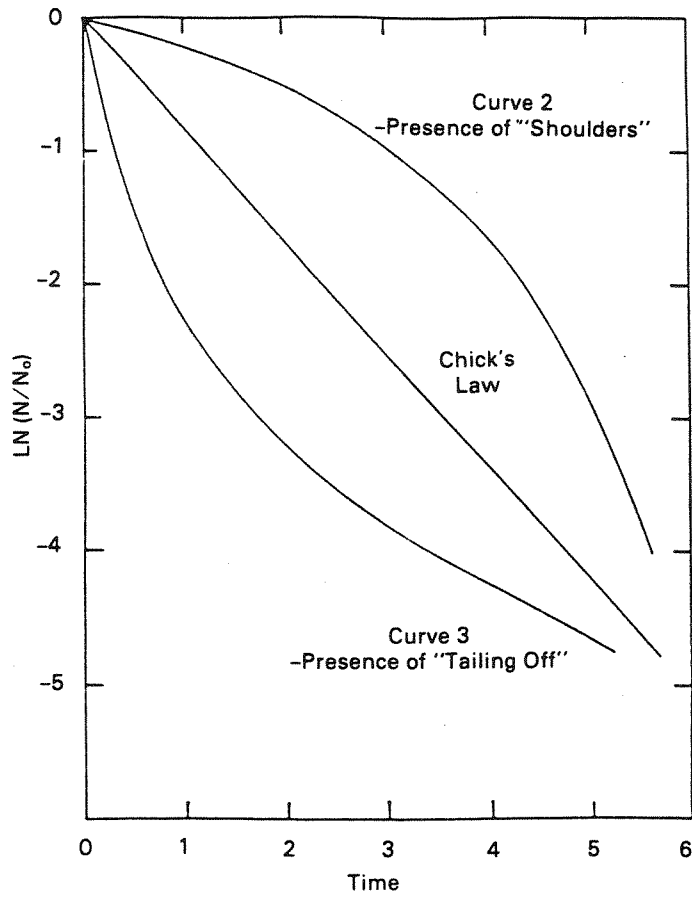
I figur 7 er Chick's lov grafisk fremstilt sammen med to hovedtyper reaksjonsavvik, a) "skuldre" og b) "haler". Førstnevnte kan forklares ved:

- At desinfektanten må diffundere gjennom celleveggen før inaktivering eller død inntreffer (treghet)
- At desinfektanten må bindes til celleveggen før effekten oppnås (spesifisitet)

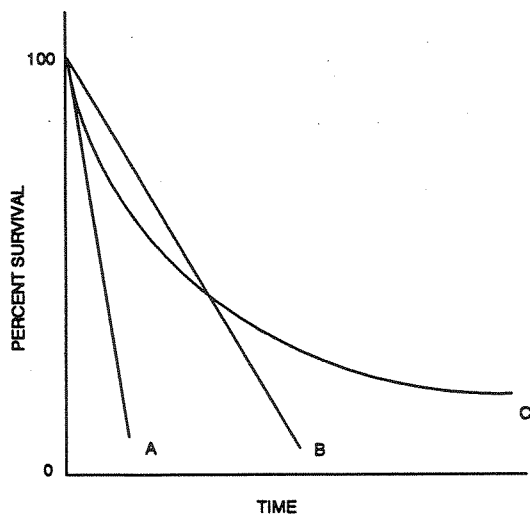
Reaksjonsforløp som har "haleforløp" (*tailingreaksjoner*) forklares ved:

- At det foreligger ulik sensitivitet i organismene til stede i prøven
- At prøven inneholder partikler og celleklumper
- At desinfektanten induserer resistens (som en funksjon av eksponeringstid)

Hoff og Akin (1986) fremstiller inaktiveringskurver etter desinfeksjon utfra følsomhet og homogenitet i behandlet kultur (Figur 8).



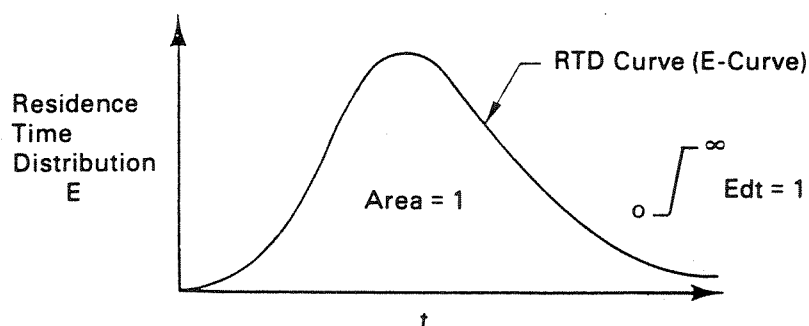
Figur 7. Grafisk fremstilling av Chick's lov med avvik (EPA 1986)



Figur 8. Inaktiveringskurver etter desinfeksjon. A. Følsom og homogen populasjon, B. Mer resistent, men homogen populasjon, C. Heterogen populasjon eller homogen populasjon som er delvis beskyttet gjennom celleaggregering (EPA 1986).

5.2 Litt om hydrauliske forhold

Ofte skjer inaktivering i gjennomstrømmende systemer (kontaktreaktorer) hvor en tilstreber en ideell hydraulisk situasjon der avløpsvannets hastighetsprofil er kjent i et hvilket som helst punkt til enhver tid. En slik idealsituasjon inntreffer sjelden. Gjennomstrømningsforholdene beskrives istedenfor gjennom holdetids/oppholdstids fordelingen. Denne fordelingsnøkkelen har sitt grunnlag i at ethvert element (f.eks et kloratom) har ulike holdetider i en kontaktreaktor. Når frekvensene av alle disse tidsfordelingene plottes mot tiden får vi en holdetidskurve eller RTD-kurve (Residence Time Distribution) som figur 9 gir et eksempel på.



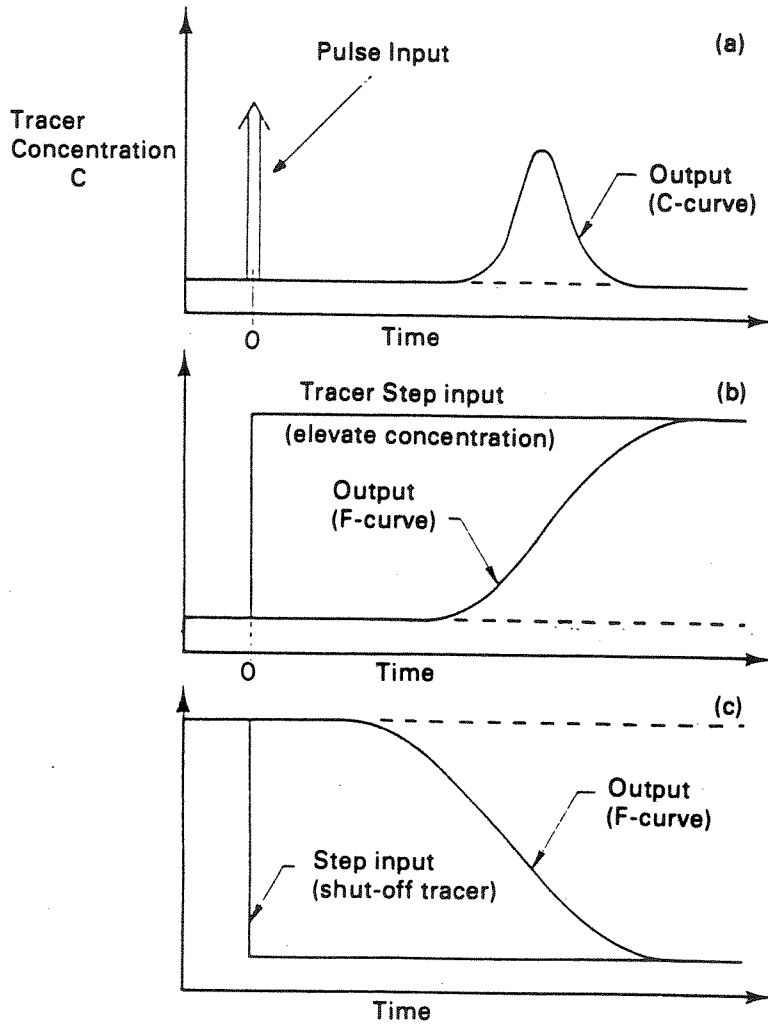
Figur 9. Fremstilling av en normalisert RTD-kurve (EPA 1986).

De to vanligste måtene å bestemme RTD-kurve på er å registrere konsentrasjonsendringer i utløpet av en kontaktreaktor etter 1) pulstilførsel eller 2) endring i konsentrasjon av et konservativt (inert) sporstoff i innløpet av den samme reaktoren. Fremstillingen av disse metodene er vist i figur 10.

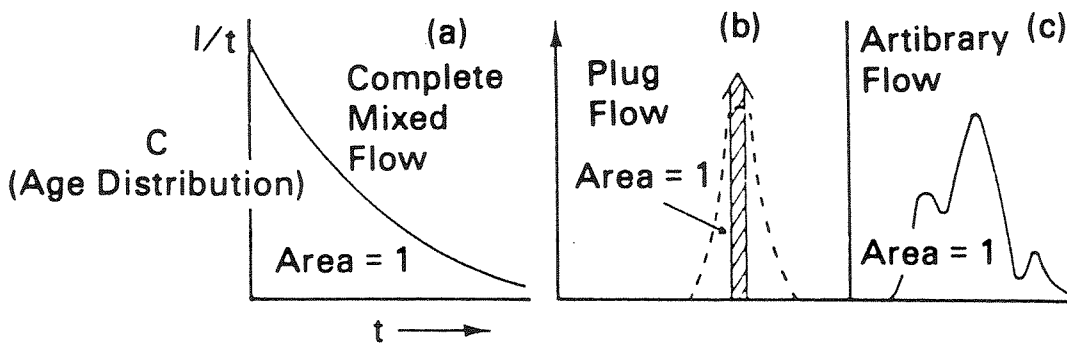
Formen av og fordelingen av arealet under RTD-kurven beskriver i all hovedsak de hydrauliske egenskapene ved et desinfeksjonssystem og gir informasjon om inaktiveringsprosessen kan forventes å være effektiv. I figur 11 fremstilles 3 ulike RTD-kurver.

I en reaktor med fullstendig sammenblanding (figur 11 a) vil en del av desinfektanten nødvendigvis gå rett i utløpet uten at det oppnås holdetid i det hele tatt. Eksemplet må nødvendigvis beskrive en helt uholdbar situasjon for et desinfeksjonsanlegg. En tilstrebet hydraulisk situasjon vises i figur 11 b, der responsen på pulstilsetningen vises som en akutt konsentrasjonsøkning i utløpet (markert og smal RTD-kurve som ideelt sett er identisk med konsentrasjonskurven for tilsetningspulsene). Dette systemet er et såkalt plug-flow-system, der alle aktuelle elementer, f.eks klormolekyler eller mikroorganismer oppholder seg i like lang tid. Det vilkårlige gjennomstrømningsbildet som fremkommer i figur 6 c, antyder en kontaktreaktor med ulike hydrauliske forhold til stede. Det kan dreie seg om kortslutninger (som gir kort holdetid), bakevjer (som gir lang holdetid) og stillestående områder som i liten grad gir eksponering for desinfektanten.

Det normale bildet vil være en eller annen form for distribusjon som kan beregnes eller modelleres ut fra empirisk viten. Uansett er RTD-kurven sentral både ved design, overvåkning og gjennomføring av endringer.



Figur 10. Fremstilling av a) pulstilsetning, b) momentan økning og c) momentan senkning i konsentrasjoner med tilhørende effekter på utløp (EPA 1986).



Figur 11. Fremstilling av 3 ulike RTD-kurver (EPA 1986).

6. Beskrivelse av metoder hvor godkjent utstyr er tilgjengelig fra leverandører

Så godt som alt arbeid i forbindelse med godkjenning av metode og typegodkjenning har blitt gjort med blodvann som utgangspunkt. Dersom det er vist tilstrekkelig effekt og driftsstabilitet med dette vannet, har godkjenning også automatisk blitt gitt for behandling av vann fra tilvirkingsanlegg, f.eks. vann fra filetindustri. Ideelt sett burde det vært gjennomført dose/respons-forsøk også med filetvann, da det er forskjeller på de to vannkvalitetene. Partikkelinnholdet synes å være høyere i filetvann, noe som kan nedsette effekten til desinfeksjonsmidlene som benyttes.

6.1 Dosering av maursyre

6.1.1 Effekt ovenfor fiskepatogene mikroorganismer

Bakterie-celler er avhengig av nær nøytralt miljø intracellulært. Dette fordi mange cellekomponenter er ustabile i surt eller basisk miljø. Proteiner, samt DNA og ATP, er følsomme for lave pH-verdier. Denaturering av sentrale intracellulære forbindelser, sammen med økt osmotisk trykk som følge av syredosering, kan føre til celle-død. To effekter synes å være framtreddende ved desinfeksjon med organiske syrer som f.eks maursyre:

1. Koagulering av celleproteinet som funksjon av lav pH (< 4)
2. Hemning av intracellulære enzymprosesser (etter transport av syren over celleveggen i udisosiert form)

Pr. dato er bruk av maursyre den eneste godkjente metode for syre-desinfeksjon av avløpsvann fra akvakulturrelatert virksomhet. Det kreves at pH verdien i avløpsvannet senkes til ≤ 4.0 i minimum 24 timer eller ≤ 3.5 i minimum 8 timer. Disse verdiene er framkommet i forsøk hvor effekten av maursyre ovenfor en fiskepatogen bakterie (*Y. ruckeri*) og ett virus (IPN-virus) er studert i laboratorieskala og tilnærmet fullskala av SINTEF og VESO (Fløgstad og medarb. 1991). Arbeidene er utført ved å tilsette indikator-organismene til blodvann fra fiskeslakterier. Det er også vist at ILA-infisert leverhomogenat mistet infektiviteten i ved å senke pH til 4 eller lavere med maursyre i 8 timer (Torgersen 1997).

6.1.2 Faktorer som påvirker metodens effekt

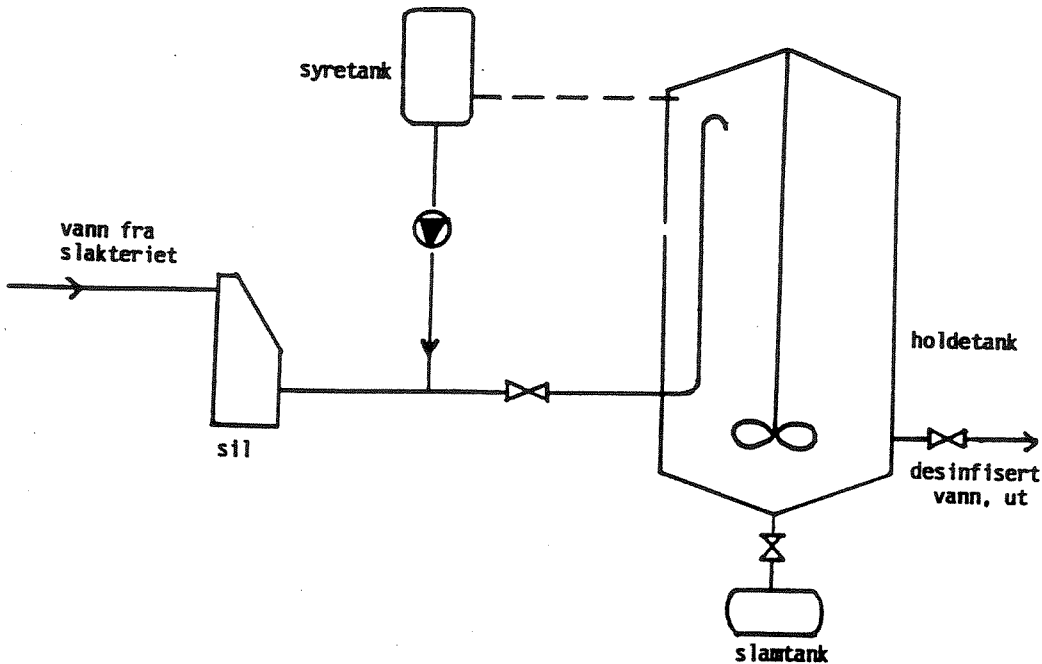
Som det framgår av tabell 9, øker forbruket av maursyre med synkende slutt-pH. Dette har sammenheng med at maursyre er en svak syre med syrekonstant (pKs verdi) på 3.75. Dersom pH-verdien skal senkes under syrekonstanten, må syremengde økes kraftig. Økende salinitet vil øke vannets bufferkapasitet, d.v.s. vannets evne til å motstå pH-endringer. I tabellen er syreforbruk i forhold til salinitet vist. I praksis vil dette si at dersom avløpsvannsmengden består av ca. 50 % sjøvann (f.eks. ved bruk av sjøvann til tining av frossenfisk), vil saliniteten øke til ca. 15 o/oo og syreforbruket til ca. 0.26 l 85 % maursyre pr. m³ vann, altså 2.4 ganger forbruket ved en salinitet på 5 o/oo.

Salinitet o/oo	pH 3,5	pH 3,0	pH 2,5	pH 2,0
0	0,04	0,3	2,7	26,0
5	0,11	0,6	3,5	30,1
10	0,19	0,9	4,2	33,6
15	0,26	1,2	4,9	37,1
20	0,34	1,5	5,6	40,5
25	0,41	1,8	6,3	44,0
33	0,53	2,3	7,4	49,5

Tabell 9. Nødvendige mengder 85 % maursyre for å oppnå ulike pH-verdier ved økende salinitet (Fløgstad og medarb. 1991).

6.1.3 Dimensjonering og oppbygging av anlegg

Anlegg kan enten baseres på satsvis drift eller kontinuerlig gjennomstrømning. Et anlegg for satsvis dosering er vist i figur 12. For satsvis drift kreves at avløpsvannet samles opp i en eller flere tanker med et samlet volum tilsvarende vannmengden fra 1 døgn produksjon. Syren kan enten tilsettes før holdetanken, eller direkte i holdetanken. Ved syredosering før holdetanken bør den målte pH verdi ligge 0.2 - 0.3 enheter under kravet for å veie opp for en eventuell pH økning i løpet av holdetiden. Det kreves god omrøring for homogen pH verdi, enten ved hjelp av rundpumping eller med røreverk montert i holdetanken. Normer for pumpe- og rørekapasitet er nærmere angitt i forskriftene. Syredoseringen kan styres via pH-sensor. Normalt er tanken utstyrt med en nivåvippe som registrerer når tanken er full og stanser tilførselen av avløpsvann. Dersom pH verdien er under grenseverdien, aktiveres et tidsur for registrering av holdetiden. Dersom den registrerte pH verdien skulle overskride grenseverdien i løpet av holdetiden, skal syre doseres til godkjent verdi og tiden nullstilles for å sikre tilstrekkelig desinfeksjonsdose. Før utslipp via tidstyrt ventil, skal holdetiden registreres på skriver. pH verdien skal registreres på skriver minst 10 ganger i løpet av holdetiden. Holdetanken bør utstyres med ventil i bunnen for avtapping av utfelte partikler.



Figur 12. Anlegg basert på dosering av maursyre - satsvis drift (Fløgstad og medarb. 1991).

I et anlegg basert på maursyre vil riktige pH-målinger være avgjørende for anleggets funksjon, og trolig også det svakeste ledd i prosessen. Det er derfor viktig at det legges vekt på valg av riktig utstyr. Valg av sensor av god kvalitet, samt faste rutiner for rengjøring og kalibrering er avgjørende for et godt måleresultat.

I anlegg som baseres på kontinuerlig gjennomstrømning stilles spesielle krav til strømningforhold. Det må dokumenteres at strømmingen gjennom holdetanken er av en slik art at alt vannet får en tilstrekkelig oppholdstid. pH ved innløpet til holdetanken bør være ca. 0.2 - 0.3 enheter under kravet for å sikre mot pH endringer i løpet av holdetiden.

Saltinnholdet i avløpsvannet er avgjørende for hvor mye syre som må doseres. Nødvendig syremengde pr. tidsenhet er igjen bestemmende for størrelsen på syrepumpe, og driftskostnader. Det bør derfor være god oversikt over sjøvannsmengden som benyttes i forhold til ferskvannsmengden, supplert med salinitetsmålinger eller ledningsevne målinger tatt ut i ulike faser av produksjonen.

6.1.4 Drift og driftskostnader

Maursyre med en konsentrasjon på 85 % leveres på 25 liter kanner. Maursyre er kostbar sammenliknet med f.eks. saltsyre eller svovelsyre. Det foreligger imidlertid ikke metodegodkjenning for de sistnevnte syrene, så effekten av disse ovenfor patogene mikroorganismer må dokumenteres før en eventuell godkjenning kan gis. Pr. dato er prisen på 85 % maursyre ca. kr. 8.6 pr. liter ekskl. mva. I tillegg kommer fraktkostnader.

Driften av syreanlegg er forholdsvis enkel dersom anlegget er riktig dimensjonert. Imidlertid kreves daglig driftstilsyn. I første rekke er det viktig at pH-verdien som måles er riktig, da pH verdi ved siden av holdetid er de viktigste styringsparameterene. Beleggdannelse på sensoren er et velkjent problem ved kontinuerlig måling i avløpsvann. Daglig rengjøring og kalibrering vil være en viktig del av driftstilsynet. Prosedyrer for dette skal være beskrevet i driftsmanualen som følger leveransen av anlegget.

Flere anlegg som er levert tidligere tilfredstiller ikke dagens krav til automatisk overvåking og registrering av pH og holdetid. På nyere anlegg er imidlertid disse tingene rettet opp.

Ved håndtering av syrer, baser og andre etsende/oksyderende kjemikalier må det gis opplæring om håndtering og riktig bruk av verneutstyr.

6.1.5 Miljøeffekter

Maursyre danner ikke uheldige biprodukter som er giftige i miljøet, men er i seg selv et organisk stoff som bevirker forhøyet oksygenforbruk i resipienten. Dersom utskiftningen i resipienten er dårlig, kan tilførsel av organisk stoff resultere i anoksiske bunnforhold. For industriutslipp til marine resipienter kreves normalt at avløpet har en pH-verdi mellom 6 og 10. Dette er ikke et krav som er blitt håndhevet ved slakterier som doserer syre eller lut til avløpet. I områder med god vannutskifning vil de begrensede mengdene raskt bli nøytralisert av sjøvannets bufferkapasitet.

6.2 Dosering av lut

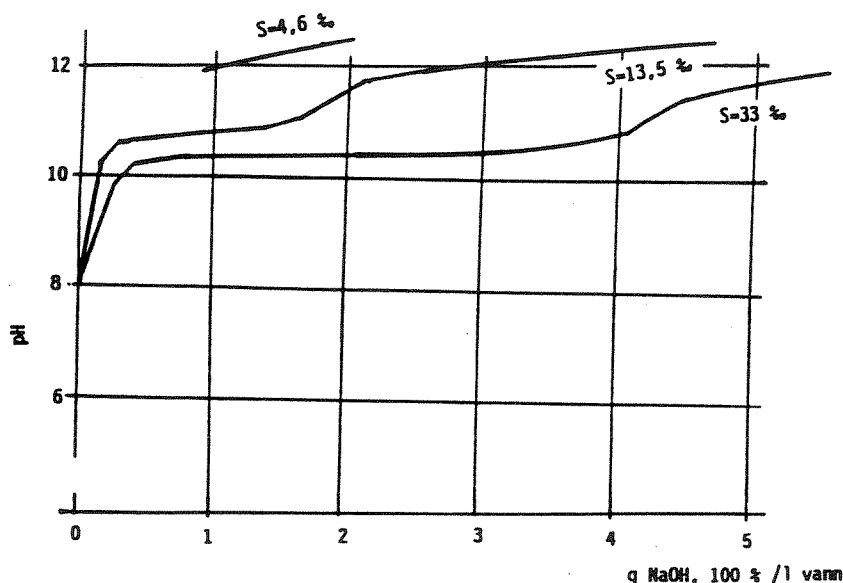
6.2.1 Effekt ovenfor fiskepatogene mikroorganismer

Intracellulære komponenter som RNA, fosfolipid og proteiner er følsomme for høye pH-verdier. Denaturering av disse, samt økt osmotisk stress, kan føre til celle-død. Tilsats av natriumhydroksid (NaOH) til høye pH-verdier har vist å kunne inaktivere fiskepatogener. I laboratorieforsøk utført ved SINTEF overlevde en fraksjon av *Y. ruckeri* pH 12.5 i 10 timer i blodvann (Schei 1990). IPNV ble inaktivert ved denne dosen. I fullskalaforsøk ble det registrert 100 % inaktivering av *Y. ruckeri* etter 5 timer ved pH 12.7 og etter 4 timer ved pH 12.8. Senere har dosekravet blitt satt til pH \geq 12.0 i 24 timer. Det er videre vist at ILA-infisert leverhomogenat mister infektiviteten ved tilsats av NaOH til pH 11.5 i 24 timer (Torgersen 1997).

6.2.2 Faktorer som påvirker metodens effekt

Ved anvendelse av lut der avløpsvannet inneholder sjøvann vil forbruket av lut øke betraktelig p.g.a. sjøvannets høye bufferkapasitet. Ved høy salinitet vil den mengde lut som skal til for å etablere pH = 12 være anseelig (Fig 13).

Vannets innhold av organisk materiale spiller mindre rolle fordi det kun er pH-endringene som forårsaker inaktivering av mikroorganismene.



Figur 13. Titreringskurver for sjøvann- og ferskvannsblandinger med lut (Fløgstad og medarb. 1991).

6.2.3 Dimensjonering og oppbygging av anlegg

Lut-doserings anlegg er bygd opp på samme måte som syre-doserings anlegg. De samme komponentene vil inngå, som holdetank med omrøring, luttank med doseringspumpe, pH sensor for styring og overvåking, enhet for styring og registrering av holdetid og åpning av utslippsventil. På grunn av den lange holdetiden (24 t), må tankvolumer dimensjoneres tilstrekkelig store med spesielle hensyn til god omrøring for å oppnå homogen pH-verdi. Man skal være oppmerksom på tildels betydelige utfellinger av tungtløslige karbonater av kalsium og magnesium ved dimensjonering av røreverk, ventiler og utslippsledning. Det kan være fornuftig å kjøpe 50 % lut, da ren lut er sterkt etsende. Anlegget må konstrueres slik at det ikke er fare for sprut og søl med lut. Luten bør fortynnes til 25-30 % for å unngå krystallisering. Frysepunktet for 50 % lut er +12 °C, mens det for 25 % lut er -17 °C.

6.2.4 Drift og driftskostnader

I likhet med syreanlegg bør driften av lutanlegg være forholdsvis enkel dersom anlegget er riktig dimensjonert og det ikke oppstår problemer med krystallisering av luten. Imidlertid har det vist seg at maursyre foretrekkes de fleste steder, bl.a. fordi denne er enklere å håndtere. Det må utvises stor forsiktighet i forbindelse med håndtering av luten, selv 25 og 50 % lut er etsende. Som med syreanlegg kreves daglig driftstilsyn og kalibrering av pH-sensor.

Lutkostnadene for å heve pH til 12 i blodvann med lav salinitet vil beløpe seg til ca. kr. 4 pr/m³. Når avløpet inneholder sjøvann vil prisen øke ytterligere, noe som gjør at kjemikaliekostnadene blir høye sammenliknet med maursyre og klor.

6.2.5 Miljøeffekter

Lut danner ikke uheldige biprodukter som er giftige i miljøet. Det er av Fløgstad og medarb. (1991) anbefalt å benytte en lutmengde som gir pH 12.0 for desinfeksjon av avløp fra slakterier. Utslipp av begrensede mengder avløpsvann med høye pH-verdier vil normalt sett ikke ha alvorlige konsekvenser for sjøvannsresipienter, da bufferkapasiteten er stor. Fortynningseffekten vil også være stor. Det skal presiseres at det i resipienter uten sjiktninger (med mulighet for innlagring) kan forekomme akutte / lokale områder med lav pH.

Ved lutdosering til pH = 12 i sjøvannssystemer, vil det som nevnt dannes utfellinger. Slike vil normalt sett ikke ha negative miljøkonsekvenser da disse løses igjen i sjøvann.

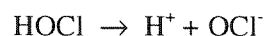
Forvaltningen setter normalt en øvre grense ved pH 10 i avløp til sjøvann og pH 8- 9 til ferskvann.

Ved siden av å representere en betydelig post på driftsbudsjettet vil lagring av lutløsninger også representere en arbeidsmiljømessig risiko og lokal miljøtrussel ved lekkasjer o.l.

6.3 Dosering av klor

Klor kan tilsettes avløpsvann i form av natrium- eller kalsiumhypokloritt (NaOCl eller Ca(OCl)₂), eller i form av klorgass (Cl₂). For desinfeksjon av avløpsvann fra tilvirkingsanlegg, vil natriumhypokloritt som vandig løsning, eller kalsiumhypokloritt som pulver eller granulat være de to mest aktuelle alternativene. Natriumhypokloritt kan doseres v.h.a. en doseringspumpe direkte fra kanna løsningen leveres i, mens kalsiumhypokloritt som pulver/granulat må løses i vann før dosering.

Natrium- og kalsiumhypokloritt hydrolyseres i vann. Dette medfører at OCl⁻ ioner frigjøres, og det instilles en likevekt mellom underklorisyrling (HOCl) og hypoklorittion (OCl⁻):



Summen av HOCl og OCl⁻ er *fritt klor*. OCl⁻ regnes som en svakere desinfektant enn HOCl. Ved høy pH, f.eks. ved høyt innhold av sjøvann i avløpsstrømmen, vil likevekten være skjøvet mot høyre slik at hoveddelen av fritt tilgjengelig restklor foreligger som OCl⁻. Effekten av kloreringen kan bli redusert.

Fritt restklor er sterkt oksyderende og vil reagere med løste oksyderbare organiske og uorganiske forbindelser i avløpsstrømmen (f.eks. aminosyrer, karbohydrater, proteiner, ammonium, redusert jern). Mange av reaksjonsproduktene vil ikke ha effekter ovenfor mikroorganismer. Imidlertid vil fritt klor og ammonium reagere til kloraminer som er aktive biocider, men svakere enn HOCl og OCl⁻. Summen av kloraminer betegnes *bundet klor*. Summen av fritt og bundet klor betegnes *totalt restklor*.

6.3.1 Effekt ovenfor fiskepatogene mikroorganismer

For en oppsummering av tidligere arbeider som omhandler effekten av klor ovenfor fiskepatogene mikroorganismer i rent vann henvises til Gebauer og medarb. (1992) og Liltved og medarb. (1987). For avløpsvann er det viktig å ta hensyn til vannets klorforbruk, d.v.s. den delen av tilsatt klormengde som ikke kan måles som restklor etter en viss kontakttid. Det er vist at rent sjøvann også har et betydelig klorforbruk (Goksøyr 1989, Goldman og medarb. 1978).

Effekten ved å klorere konsentrert blodvann tilsatt indikatororganismer er utført av NIVA (Jacobsen og medarb. 1989). Høye klordoser måtte til for inaktivering av *Y. ruckeri* og *V. anguillarum* (150 - 250 mg NaOCl pr. liter blodvann og 60 minutters kontakttid). Ved SINTEF og VESO er det utført diverse studier i laboratorieskala og tilnærmet fullskala med urensset og rensset blodvann. For ubehandlet vann ble det ikke oppnådd tilfredstillende resultater med doseringer fra 100 - 250 mg/l aktivt klor med kontakttider fra 10 til 120 minutter (Fløgstad og medarb. 1991, Fløgstad og Torgersen 1992). Etter rensing av blodvannet ved kjemisk felling og flotasjon, var det mulig å oppnå tilfredstillende resultater med en aktiv klormengde på 30 mg/l og 120 minutters kontakttid (Fløgstad og Torgersen 1992). Ved å dosere 50 mg/l aktivt klor til fortynnet ILA-infisert leverhomogenat ble infektiviteten redusert etter holdetider på 15 og 30 minutter. Injisert homogenat var ikke infektivt etter en dose på 100 mg/l ved 15 og 30 minutters holdetid (Torgersen 1997). Det er ikke rapportert kloreringsforsøk med filetvann fra norske tilvirkingsanlegg.

6.3.2 Faktorer som påvirker metodens effekt

Betydning av ekstracellulære 'slimkapper'

Flere forfattere har rapportert om funn av bakterier innkapslet i slim fra klorert drikkevann (Clark 1984, Reilly og Kippen 1983). Det er foreslått at slike slimkapsler, oftest bygget opp av polysakkarider, gir bakteriene beskyttelse mot klor (og andre desinfektanter). Forsøk med *Klebsiella pneumophila*, gjennomført av LeChevallier og medarb. (1987), viste imidlertid ingen sammenheng mellom resistens og tilstedeværelse av ekstracellulære slimkapper.

Betydning av celleaggregering

Bakterier med hydrofob overflate vil kunne aggregere i vandig løsning. Virulente stammer av *A. salmonicida* i konsentrerte suspensjoner danner slike aggregater, noe som kan gi økt beskyttelse mot desinfektanter.

Stewart og Olson (1986) rapporterte at celleaggregater av *Acinetobacter* sp. stamme EB 22 hadde dobbelt så høy resistens mot kloraminer som frittlevende bakterier. Resultater fra samme forsøk viste at behandling med Tween 80 reetablerte følsomheten overfor klor i denne bakterien. Generelt vil bakterieceller, viruspartikler og cyster av protozoer være beskyttet inne i celleaggregater (Sharp og medarb. 1976, Chen og medarb. 1985).

Betydning av eksponering før behandling

Carson og medarb. (1972) rapporterte at *Pseudomonas aeruginosa* var markert mer resistent mot bl.a. klordioksid etter vekst i destillert vann enn etter dyrkning på en proteinrik agar. Berg og medarb. (1982) og Harakeh og medarb. (1985) viste på tilsvarende måte at bakterier dyrket ved suboptimale forhold i en kjemostat (bl.a. lave temperaturer og næringsbegrensning) var motstandsdyktige mot flere

desinfektanter. *Legionella pneumophila* dyrket under næringsbegrensende forhold er rapportert å være 6-9 ganger mer motstandsdyktig mot desinfeksjon enn celler dyrket på rikt agarmedium (Kutcha og medarb.1984). LeChevallier og medarb. (1987) viste at *Klebsiella pneumoniae* som var dyrket ved næringsbegrensning oppnådde øket resistens mot klor (Tabell 11).

Tabell 11. Nødvendige C x t-verdier for 99% inaktivering av frittlevende *Klebsiella pneumoniae* dyrket ved høye og lave konsentrasjoner av glukose (LeChevallier og medarb.1987).

Næringsmengde	C x t (mg desinfektant x minutter / liter)			
	Bakterier m/kapsel		Bakterier uten kapsel	
	Fritt klor	Monokloramin	Fritt klor	Monoklorin
Høy (10 g/l)	0.065 ± 0.02 ¹	32.4 ± 18	0.06 ± 0.01 ²	31.2 ± 20
Lav (1 mg/l)	0.17 ± 0.05 ²	29.2 ± 20	0.11 ± 0.04 ²	37.5 ± 1.0

¹ P < 0.001

² P < 0.05

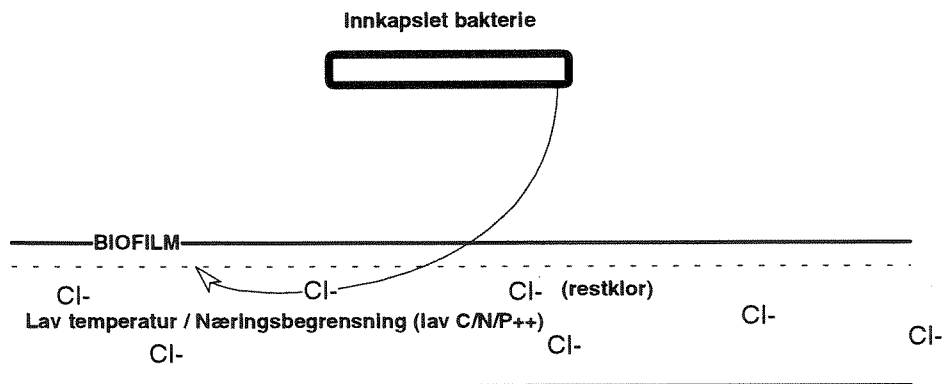
En mulig forklaring, som bl.a støttes av Rudd og medarb., (1982), er at vekst under betingelser med næringsbegrensning stimulerer produksjonen av, eller forandrer sammensetningen og egenskaper i, den ekstracellulære kapselen. Hovedmengden av kapselmateriale synes å foreligge på løst form når bakterien vokser ved optimale betingelser. Beskyttelsen som bakterien oppnår mot desinfektanter synes å avta med grad av løslighet. Det er også spekulert i om økningen i resistens skyldes at cellemembranens permeabilitet endres som funksjon av langsom vekst på grunn av næringsmangel.

Betydning av seleksjon / tilstedeværelse av motstandsdyktige bakterier

Wolfe og Olson (1985) har vist at et stort antall bakteriearter til stede i klorerte vannprøver viser ulik grad av resistens overfor desinfektanten, bl.a. synes *Flavobakterier* å kunne tolerere meget høye doser med klor (> 10 mg/l).

Det er kjent at gjentatt eksponering for klor (eller andre desinfektanter) fører til seleksjon av motstandsdyktige bakterier (Bates og medarb.1977, Ridgeway og Olson 1981, Leyval og medarb. 1984). Det samme synes å gjelde for virus. Bl.a. viser Schaffer og medarb. (1980) at poliovirus isolert fra klorert drikkevann er mer resistente overfor desinfektanten enn laboratoriestammer av det samme viruset.

Figur 14 skisserer forhold som ofte påvises i drikkevannsledninger og som gjør det forståelig at bakterier overlever klorering eller annen behandling. Her vil innkapslede bakterier vokse i klumper (aggregater) på overflater under forhold med en eller annen form for næringsbegrensning i lange perioder. I mesteparten av tiden påvirkes bakteriene av restkonsentrasjoner med fri klor (seleksjonspress).



Figur 14. Skjematisk fremstilling av forhold som begrenser effekten av klor som desinfektant.

Betydningen av partikler

Turbiditet i vann kan oppstå fra uorganiske forbindelser som silt, leire og jernoksider, organisk stoff samt celler (biomasse). Partikler kan på flere måter øke bakterienes resistens mot klorering.

Berman og medarb. (1988) viser at partiklenes størrelse spiller en rolle ved at bakterier som er bundet til partikler med størrelse $< 7 \mu\text{m}$ blir raskere inaktivert ved bruk av en klorkonsentrasjon på 0.5 mg/l ved 5°C og $\text{pH } 7.0$, enn bakterier som er assosiert til partikler som er $> 7 \mu\text{m}$ (tabell 11).

Tabell 11. $C \times t$ verdier for 99% inaktivering av partikkelbundne koliforme bakterier med henholdsvis klor og kloramin (Berman og medarb.1988)

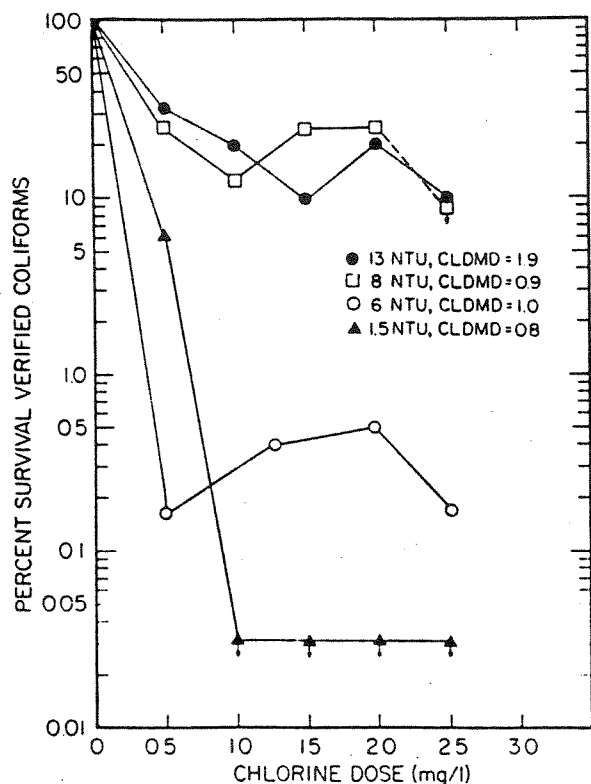
Partikkeldiameter	C × t verdier (mg Cl / l × time)		
	Klor ¹	Monokloramin ²	
		pH 7	pH 7
$< 7 \mu\text{m}$	0.9	71	109
$> 7 \mu\text{m}$	2.7	87	160
$> 7 \mu\text{m}$, etter homogenisering	0.5	92	117

¹ 0.5 mg/l

² 1.0 mg/l

Partiklenes sammensetning vil være avgjørende for hvordan klor fungerer som desinfektant. Hoff (1978), viste at poliovirus som var bundet til bentonitt ($\text{NTU} = 7.1$) eller til aluminiumfosfat ($\text{NTU} = 5.0$) ble inaktivert av klor like effektivt som frittlevende virus. Derimot oppnådde cellebundne poliovirus ($\text{NTU} = 1.4$) full beskyttelse mot klorinaktivering. I de samme forsøkene dokumenterte Hoff at *Escherichia coli* oppnådde beskyttelse mot klorinaktivering gjennom binding til partikler ut fra forsedimenteringsbassenget i et renseanlegg. Koliforme bakterier ble gjendyrket fra slampartikler etter eksponering for 0.5 mg Cl/l ved $\text{pH } 5$ og 5°C i 60 minutter. Kontrollen (frittlevende *Escherichia coli*) ble inaktivert med mer enn 99.99% på ett minutt ved samme betingelser. Figur 9 viser overlevelse av

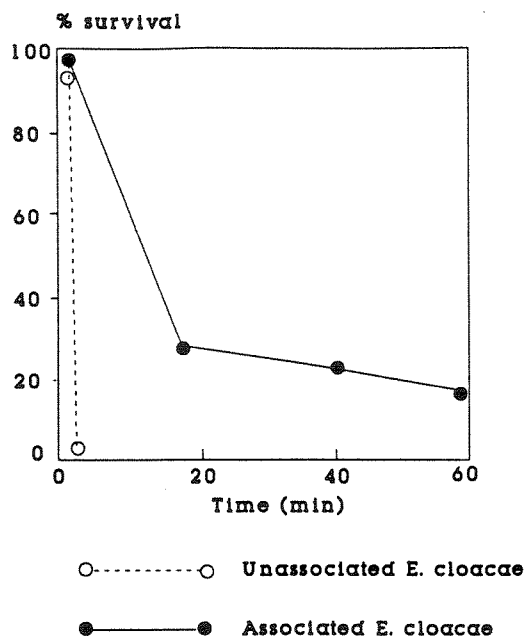
koliforme bakterier som funksjon av klordose og turbiditet i to ulike vannkvaliteter (LeChevallier og medarb.1981).



Figur 16. Effekten av turbiditet på overlevelse av *E. coli* i vann (LeChevallier og medarb.1981).

Betydningen av makroinvertebrater

Nematoder kan spise og fordøye virus og patogene bakterier og på den måten beskytte slike mot effekten av klor. Amfipoden *Hyaella azteca* er dokumentert å beskytte både *E. coli* og *Enterobacter cloacae* mot klorering. Ved tilstedeværelse av 1 mg/l klor var inaktiveringsraten (k) for henholdsvis bundne og ubundne *E. cloacae* lik 0.022/time og 0.93/time (Figur 17). Patogene tarmbakterier som 'fordøyes' av protozoer oppnår også beskyttelse mot inaktivering med klor (King 1988).

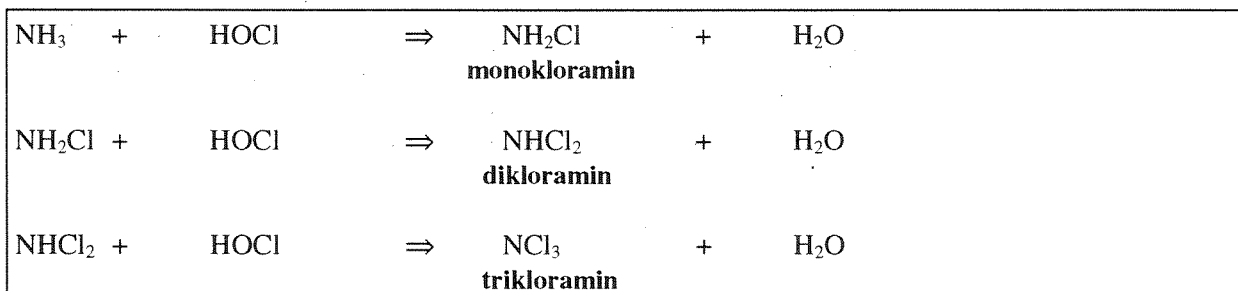


Figur 17. Effekt av klorering på *Enterobacter cloacae* som enten foreligger bundet til en invertibrat eller frittlevende i vannmassene (Levy og medarb. 1984).

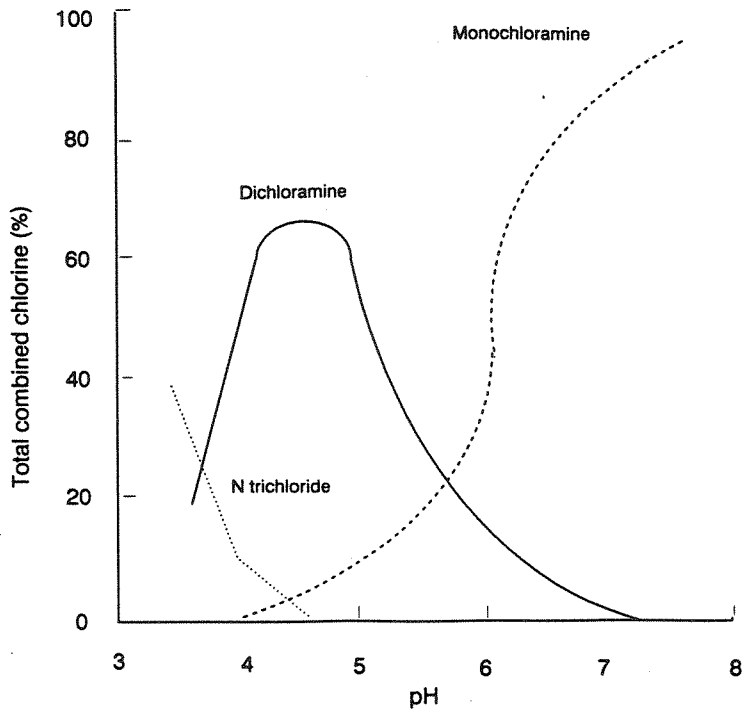
Betydningen av løst organisk stoff og ammonium

De viktigste kjemiske forbindelser som nedsetter desinfeksjonseffektiviteten av klor er uorganiske og organiske nitrogenforbindelser samt redusert jern, mangan og hydrogensulfid. Løst organisk stoff vil ved oksidasjon konsumere tilsatt klor på samme måte som tilstedeværelse av ammonium, nitritt, redusert jern og mangan gjør det.

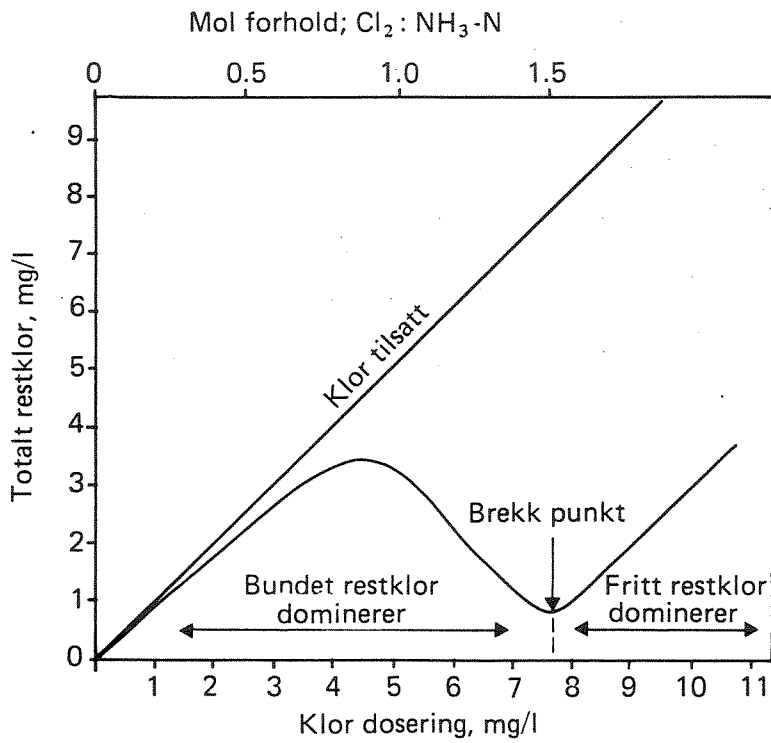
Ammonium vil i vandige løsninger dessuten reagere med HOCl i henhold til reaksjonene under. Fordelingen av de tre formene av kloramin avhenger av pH (Figur 18).



Blandinger mellom klor og ammonium danner den klordose-rest kurven som er vist i figur 19 (Kreft og medarb. 1985). I fravær av et klorbehov, vil en klordose på 1 mg/l produsere en klorrest på 1 mg/l. Ved tilstedeværelse av ammonium vil klorresten nå en topp ved et mol-forhold mellom klor til ammonium-N på ca. 1, for så å avta til et minimum som kalles for brekkpunktet. I brekkpunktet oksyderes kloramin til nitrogengass. Tilsats av klor over brekkpunktet sikrer tilstedeværelse av fritt restklor.



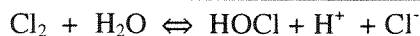
Figur 18. Fordelingen av kloraminer som funksjon av pH (Wolfe og medarb. 1984).



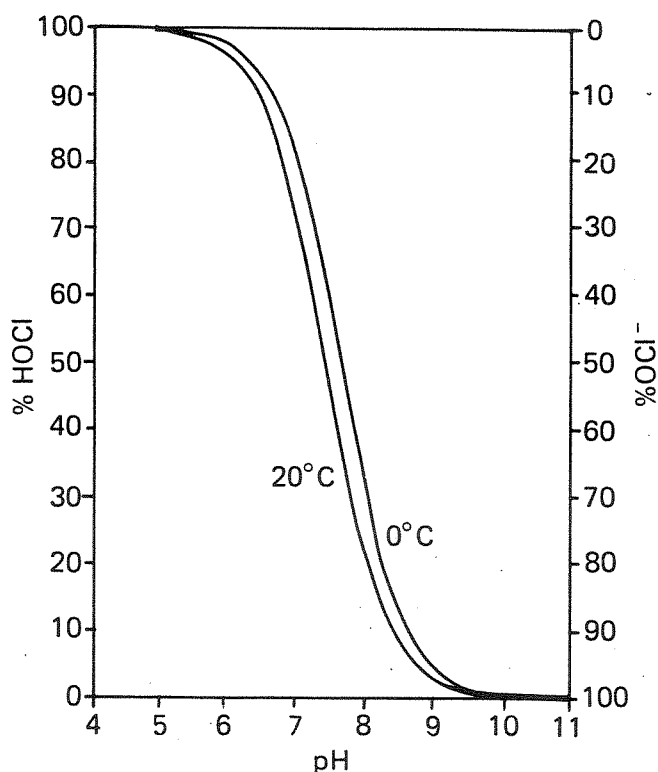
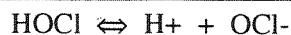
Figur 19. Dose - behovkurve for klor-ammonium reaksjonen (Liltved og medarb. 1987).

Når det gjelder desinfeksjon ved bruk av klor er det ut fra reaksjonslikningene under helt klart at pH styrer mengde hypoklorsyre (HOCl) og hypokloritt (OCl⁻) tilstede i løsningen (figur 20).

Hydrolyse av klor i vann



Dissosiasjon av hypoklorsyre i vann



Figur 20. Fordeling av HOCl og Cl⁻ som funksjon av pH (Liltved og medarb. 1987).

HOCl er en langt mer effektiv desinfektant enn av OCl⁻, faktisk hele 80 ganger mer effektiv overfor *E. coli* (Bitton 1994). Når klor benyttes som desinfektant vil følgelig $C \times t$ -verdien stige med stigende pH (Lippy 1986). Grunnen til at klor virker mer effektivt ved lave pH-verdier er at HOCl i udisosiert form lett transporteres over celleveggen. Intracellulært virker hypoklorittsyre på diverse enzymer.

På den annen side økes inaktiveringseffekten av klor gjennom tilstedeværelse av basekationer og spesielt ved høye pH-verdier når hypoklorittionet dominerer. Den positive effekten av basekation forklares med ioneparring mellom kationet og hypoklorittionet og påfølgende transport over celleveggen.

Når det gjelder virkningen av klordioksid synes denne å øke med pH (Berman og Hoff 1984, Chen og medarb.1985 og Sobsey 1989). Bermann og Hoff (1984) rapporterte at inaktivering av rotavirus SA11 med bruk av 0.5 mg klordioksid/l skjedd langt mer effektivt ved pH 10 enn ved pH 6.

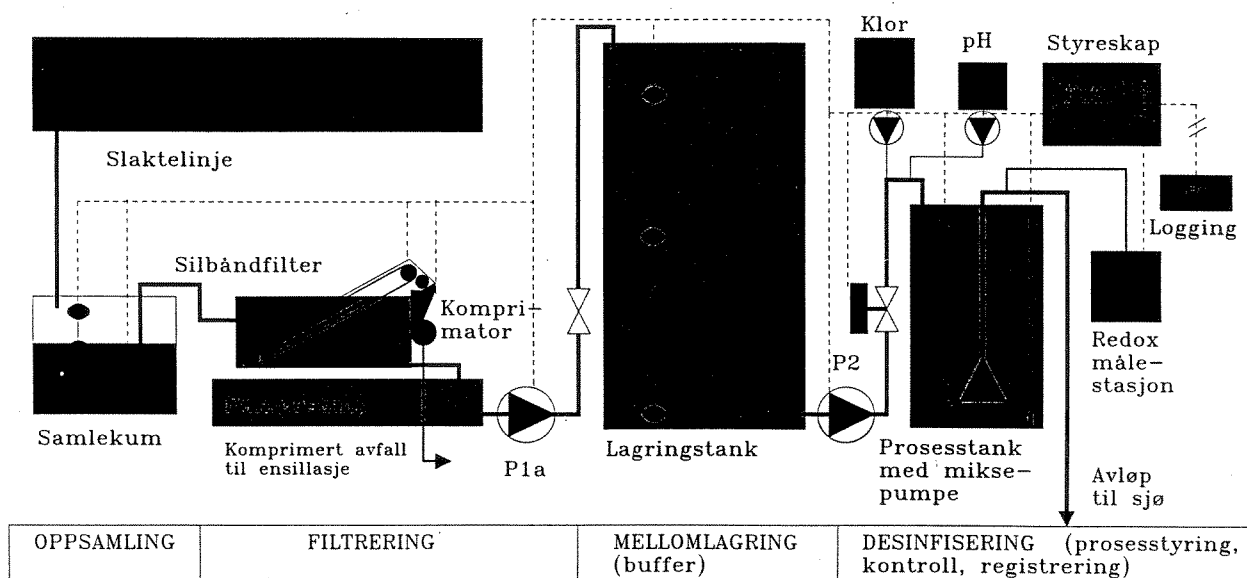
6.3.3 Dimensjonering og oppbygging av anlegg

Ideelt sett burde vann som inneholder oppløst og partikulært materiale behandles før klor-desinfeksjon. Som beskrevet ovenfor ser vi at partikler kan redusere effekten av klor, og at det er mulig å redusere klormengdene ved å felle ut forurensninger før klortilsetning. Faren for dannelse av klorerte organiske forbindelser vil være størst uten rensing. Rensing i form av felling før klorering eller annen desinfeksjon har fått lite utbredelse p.g.a. økte drift- og investeringskostnader, og problemer med håndtering og anvendelse av slammet som tas ut i prosessen.

Kloreringsanlegg som idag leveres for desinfeksjon av blodvann og fileterings-vann er basert på satsvis drift (figur 21). Anleggene kan være levert med eller uten kjemisk felling som forbehandling. Fra oppsamlingskum pumpes vannet gjennom et silsystem for fjerning av store partikler videre til en eller flere buffertanker. Dersom anlegget er utstyrt med kjemisk felling, doseres koagulant før utfelte partikler separeres ut v.h.a. sedimentering eller flotasjon. Renset vann ledes så til en kontakttank hvor klor tilsettes under omrøring. Uten kjemisk felling ledes vannet direkte fra buffervolumet til kontakttanken. Etter tilstrekkelig lang holdetid åpner utslipsventil og tanken dreneres til avløp.

I leverte anlegg er pumping, ventilstyring, dosering, logging av driftsdata etc. automatisert. Måling av restklor gjøres indirekte ved å måle redoks. potensialet.

Før dimensjonering av anlegg er det viktig at det blir tatt ut representative vannprøver for bestemmelse av klorforbruket, og for bestemmelse av sammenhengen mellom totalt restklor og redoks. potensiale etter ulike kontakttider. Dette for å fastsette nødvendig klordose for å tilfredstille kravet til totalt restklor etter 15 minutters kontaktid, og for å finne ut hvilket redoks. potensiale som korresponderer til nødvendig restklormengde.



Figur 21. Kloreringsanlegg for satsvis desinfeksjon av filetvann - flytskjema (Birger Christensen A/S).

6.3.4 Drift og driftskostnader

Det er levert flere kloreringsanlegg for behandling av blodvann. Minst et kloreringsanlegg er installert for kun filetvann. Dette kloreringsanlegget er installert ved filethedriften som er referert til tidligere i denne rapporten (se beskrivelse og flytskjema vist i figur 1). Belastningsdata inn på anlegget (vannmengder og stoffkonsentrasjoner) er gitt i figur 2 og 3 og tabell 5. Ved prøvetaking ble det ikke dosert fellingskjemikalium (jernklorid), noe som reflekteres i manglende renseeffekt med hensyn på partikulært og oppløst materiale (stikkprøver). Kalsiumhypokloritt ($\text{Ca}(\text{OCl})_2$) blir løst i vann og dosert satsvis ved hjelp av doseringspumpe (ca. 18 kg tørr kalsiumhypokloritt pr. uke ifølge driftspersonalet). For å overvåke effekt ble redoks. potensialet i klorert vann målt til mellom 500 og 700 mV i holdetiden. Høyere verdier ble ifølge driftspersonalet ikke oppnådd. Etter endt holdetid ble det klorerte avløpsvannet sluppet direkte til sjøen.

Så lenge anlegget kjøres uten dosering av fellingskjemikalier synes selve driften uproblematisk. Dersom felling kjøres som forbehandling, må det foreligge et opplegg for håndtering av slammet som bunnfeller i sedimenteringstanken. Selve fellingen vil fordyre behandlingen noe, da kjemikaliekostnader pluss timekostnader til slanhåndtering kommer i tillegg. Det er ikke foretatt systematisk bakteriologisk prøvetaking for dokumentasjon av effekt.

Baser på en doseringsmengde på 50 mg/l aktivt klor (hypokloritt) og en kostnad på 35 kr per kg aktivt klor (pris oppgitt fra leverandør pr. januar 1997), er kjemikaliekostnadene beregnet til 1.75 kr/m³ desinfisert avløpsvann. Det forutsettes at kravet til restklor (10 mg/l totalt klor etter 15 min) tilfredstilles med denne doseringen. Eventuell pH senkning med syre for å øke effekten av klor er ikke medregnet, da forbruket vil være minimalt for filetvann med lavt sjøvannsinhold.

Ved en annen bedrift som desinfiserer en blanding av blodvann (8500 tonn slaktet fisk/år), filetvann (2000 tonn bearbejdet produkt/år) og tinevann er det installert et kloreringsanlegg. Ifølge driftsansvarlig har anlegget en maksimal kapasitet på 21 m³/time (450 m³/døgn) (Langeland 1997). Tidligere var det installert et anlegg basert på bruk av maursyre. Da saltholdigheten i avløpet er høyt (ca. 10 % ferskvann og resten sjøvann) ble syrekostnadene høye. Etter overgangen til klor er kjemikaliekostnadene tilnærmet halvert, og nødvendig tankvolum for å tilfredstille holdetiden kraftig redusert. Kloranlegget krever imidlertid noe mer driftsoppfølging. Det brukes ca. 40 kg tørr kalsiumhypokloritt pr. døgn. Det blir tatt ut prøver jevnlig for å dokumentere effekten. Vibrio-tellinger på selektivt medium skal være tilfredstillende ifølge driftspersonalet.

Håndtering av klorforbindelser må skje med forsiktighet og med nødvendig verneutstyr.

6.3.5 Miljøeffekter

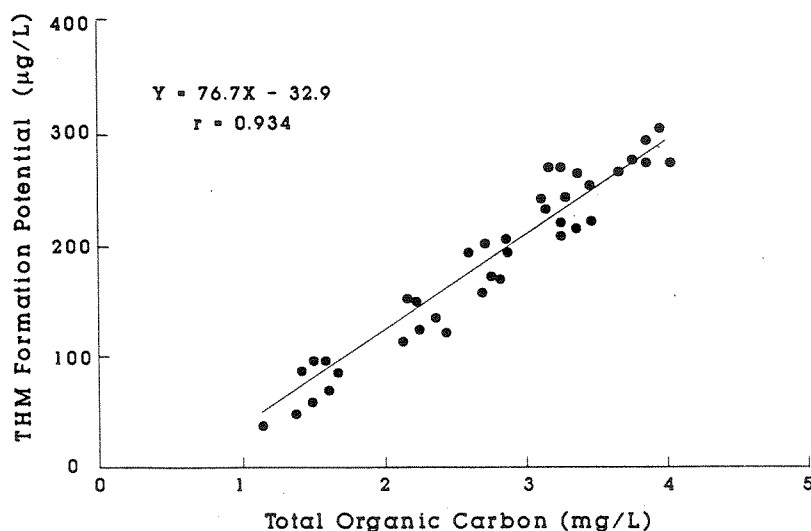
Giftigheten til klor og dets biprodukter er viktig å få avklart siden en så stor del av befolkningen eksponeres for slike kjemikalier, først og fremst gjennom klorert drikkevann. Miljøeffektene ved utslipp av klorert avløpsvann er også omdiskutert. I USA foregår en intens og til dels følelse-ladet kampanje mot bruk av desinfektanter som klorgass, kloraminer og hypokloritt / hypoklorittsyre samt nær sagt alle former klorholdige pesticider, fungicider, herbicider. Flere stater har innført strenge restriksjoner.

I forbindelse med klorering av drikkevann som inneholder organisk stoff kan det dannes trihalometaner (THM) som f.eks kloroform, diklormetan, 1,2-dikloretan og karbontetraklorid. Disse mistenkes å være kreftfremkallende. Ved sjøvannsblanding reagerer klor med brom og danner ulike bromforbindelser

eller klorbromforbindelser som også er mistenkt å være kreftfremkallende. Det bør presiseres at grunnlaget for ranking av kreftfare i et stoff for en stor grad baseres på resultater fra dyreforsøk der langtidseksponering for høye konsentrasjoner inngår.

I forbindelse med klorering av drikkevann kontrolleres dannelse av THM ved følgende tiltak (Wolfe og medarb. 1984):

1. Fjerning av forløpere til THM før klorering. (Det er en klar sammenheng mellom det totale potensiale for produksjon av THM og totalt organisk stoff (TOC) i vannet, Figur 22).
2. Fjerning av THM
3. Anvendelse av alternative desinfektanter, f.eks kloraminering, ozonering eller UV-bestråling



Figur 22. Sammenhengen mellom potensialet for dannelse av THM og TOC i vannprøven (LeChevallier og medarb. 1992).

Fare for dannelse av andre persistente klorerte organiske, som f.eks. polyklorerte bifenyler (PCB) og dioksiner, ansees som liten under de reaksjonsbetingelsene som eksisterer ved klorering av avløpsvann (Kolsaker 1989).

I Norge benyttes AOX som måleparameter for klororganisk stoffutslipp. Bestemmelsen er basert på adsorpsjon av organiske molekyler (AO) til aktivt kull. Etter utvasking av klorid (Cl-) bestemmes organisk bundet halogen (X) ved titrering med sølvioner. Ovenfor nevnte THM-forbindelser vil imidlertid ikke bindes til aktivt kull.

Siden AOX også dannes gjennom naturlige prosesser, faktisk også av ulike organismer (f.eks gresshopper - 2,5 diklorofenol, midd - 2,4 diklorofenol og tang/tare - metylklorid), vil bakgrunnskonsentrasjonene kunne være relativt høye. Tolkningen av resultater fra AOX-analyser bør derfor knyttets til høy grad av forsiktighet (Fløgstad og medarb. 1991).

Klor reagerer med ammonium under dannelse av kloraminer (jfr. 6.3.2). Kloraminer er dokumentert å ødelegge blodlegemer ved oksidasjon av hemoglobinbundet jern. Giftigheten av kloramin-T øker med

avtagende pH og hardhet i vannet. Normalt øker giftigheten med stigende temperatur (Fløgstad og Torgersen 1992).

Inaktivering av restklor for å minimalisere giftigheten i utslippet er et tiltak som bør vurderes i hvert enkelt tilfelle. Av flere mulige metoder er den vanligste å redusere klor ved tilsetning av natriumsulfit eller natriumtiosulfat.

Klordioksid er markedsført som et "giftfritt" alternativ til klogass og hypokloritt/hypoklorsyre. Det er imidlertid vist at forbindelsen gjennom påvirkning av skjoldbruskkjertelen, kan gi forhøyede kolesterolnivåer i serum til dyr som er føret med produkter rike på kalsium og lipider (Condi 1986).

Reduksjon av klordioksid gir to uorganiske biprodukter, nemlig kloritt (ClO_2^-) og klorat (ClO_3^-). Begge kan gi negative helseeffekter, spesielt kloritt, bl.a. ved å binde seg til hemoglobin og på den måten forårsake methemoglobinami.

6.4 UV-bestråling

UV lys er elektromagnetisk stråling med bølgelengder fra 200 til 400 nanometer ($1 \text{ nm} = 10^{-9} \text{ m}$). UV lys kan deles opp i tre hovedkategorier; UV-C fra 200 til 280 nm, UV-B fra 280-315 nm og UV-A fra 315-400 nm. Det er de korteste bølgelengdene (UV-C) som har de største biologiske effektene. Sollysets UV-C absorberes heldigvis så og si fullstendig i atmosfæren.

6.4.1 Effekt ovenfor fiskepatogene mikroorganismer

Lys i UV-C området virker direkte på arvestoffet i levende celler. Det er vist at UV-lys i området 250 til 265 nm absorberes sterkt av RNA og DNA molekyler, og at de samme bølgelengdene har den høyeste inaktiverende effekt på mikroorganismer. I forhold til dette er lavtrykks UV-lamper effektive da disse utstråler omtrent 95 % av stråle-energien ved 254 nm.

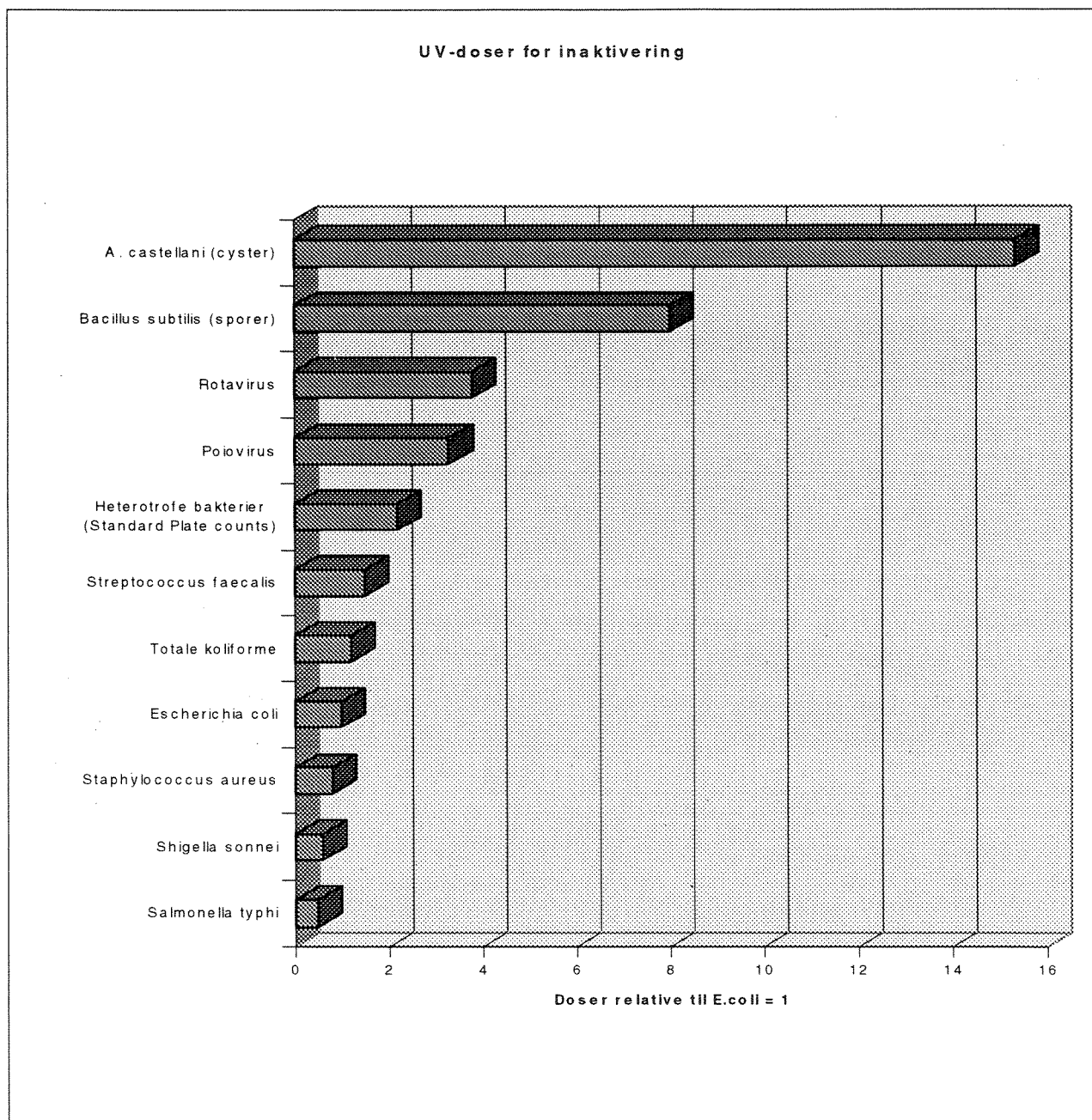
Når UV-C lys adsorberes av arvestoffet dannes det bindinger mellom sidestilte baser i arvestoffet. Slike fotoprodukter blokkerer normal reproduksjon, og fører til celle-død.

Under laboratoriebetingelser er de fleste fiskepatogene bakterier og virus følsomme for UV lys. Det er vist at UV-doser fra 1.5 til 3.5 milliwatt-sekund per cm^2 (mWs/cm^2) inaktiverer fiskepatogene bakterier som *Vibrio salmonicida*, *Vibrio anguillarum*, *Yersinia ruckeri* og *Aeromonas salmonicida* med 99.9 %. (Liltved og medarb. 1995, Liltved og Landfald 1996). Viruset som forårsaker infeksjøs lakseanemi (ILA) synes å ha en UV-følsomhet i samme størrelsesorden som de fiskepatogene bakteriene. En dose på 4 mWs/cm^2 eliminerte infektiviteten til ILA-infisert leverhomogenat (Torgersen 1997). Enkelte dobbeltrådig RNA virus framviser ekstremt høy UV-toleranse, som f.eks. viruset som forårsaker infeksjøs pankreas nekrose (IPNV) i laksefisk (Sako og Sorimachi 1985, Liltved og medarb. 1995).

Flere forhold kan imidlertid redusere effekten av UV-bestrålingen under praktiske betingelser. Dette kan være vannets innhold av partikler og oppløste stoffer som reduserer UV-strålenes gjennomtrentlighet, mikroorganismers evne til å danne aggregater eller feste seg til naturlig forekommende partikler og derved oppnå beskyttelse mot bestrålingen, eller spesielle fysiologiske responser i mikroorganismene som øker deres toleranse for UV-lys (f.eks. reparasjonsmekanismer).

6.4.2 Faktorer som påvirker metodens effekt

Effekten av UV-desinfeksjon avhenger av type mikroorganisme som skal elimineres / inaktiveres. I figur 23 og tabell 13 er noen mikroorganismers (inklusive viruspartikler) toleranse mot UV-bestråling vist. Store organsimer som cyster vil generelt sett også ha stor motstandskraft mot kjemiske desinfektanter.



Figur 23. Relative UV-doser nødvendige for å inaktivere 99.99% av ulike mikroorganismer sammenliknet med nødvendig dose for *E.coli* (Fra Chen og medarb. 1985).

Tabell 13. Tilnærmet dose for 90 % inaktivering (¹), 99.9 % inaktivering (²) og eliminasjon av infektivitet (³) av utvalgte mikroorganismer med UV-bestråling (Wolfe 1990, Liltved og medarb. 1995, Liltved og Landfald 1996, Sako og Sorimachi 1985, Torgersen 1997, Ransome og medarb. 1993).

Mikroorganisme	Dose mWs/cm ²
BAKTERIER	
<i>Escherichia coli</i> ¹	3.0
<i>Salmonella typhi</i> ¹	2.5
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> ¹	5.5
<i>Salmonella enteritis</i> ¹	4.0
<i>Shigella dysenteriae</i> ¹	2.2
<i>Shigella paradysenteriae</i> ¹	1.7
<i>Shigella flexneri</i> ¹	1.7
<i>Shigella sonnei</i> ¹	3.0
<i>Staphylococcus aureus</i> ¹	4.5
<i>Legionella pneumophila</i> ¹	0.38
<i>Vibrio cholerae</i> ¹	3.4
<i>Yersinia ruckeri</i> ²	1.2
<i>Vibrio anguillarum</i> ²	2.8
<i>Vibrio salmonicida</i> ²	1.0
<i>Aeromonas salmonicida</i> ²	3.2
VIRUS	
<i>Poliovirus I</i> ¹	5.0
<i>Coliphage</i> ¹	3.6
<i>Hepatitis A virus</i> ¹	3.7
<i>Rotavirus SA 11</i> ¹	8.0
IPN-virus ²	120
IHN-virus ²	2.0
ILA-virus ³	4.0
PROTOZOISKE CYSTER	
<i>Giardia muris</i> ¹	82
<i>Giardia lamblia</i> ¹	63
<i>Cryptosporidium parvum</i> ¹	120
<i>Acanthamoeba castellanii</i> ¹	34

Flere organiske forbindelser, f.eks humus, fenoliske stoffer, lignin sulfonater (fra tremasseindustri) og jern, vil interferere med UV-absorpsjonen og UV-transmisjonen i vann og derigjennom også dosen som er nødvendig for å oppnå ønsket inaktiveringsgrad (Harris og medarb. 1987). Også suspenderte partikler vil i større eller mindre grad redusere UV-transmisjonen.

UV-absorpsjon

UV stråler fra et lysrør i vann vil avta ettersom lysveien øker. Dette fordi lyset spres over et stadig økende areal, og fordi UV stråler absorberes i vann. Reduksjonen som følge av absorpsjon utgjør hele tiden en konstant fraksjon (prosent) av gjenværende intensitet. Absorbansen eller absorpsjonskoeffisienten beskrives matematisk som følger:

$$A = \log I_0/I_b$$

hvor A er absorpsjonen, I_0 er intensiteten inn i vannet og I_b er intensiteten etter lysveien b, normalt i 1 cm eller 5 cm. Jo lavere absorpsjon vannet har, jo bedre er det egnet for UV-desinfisering. Flere uorganiske og organiske forbindelser i vann vil øke absorpsjonen. Vann med høyt fargetall (høyt innhold av f.eks. humusforbindelser eller jernforbindelser) vil ha høy absorpsjon og egne seg dårlig for UV-desinfeksjon.

UV-transmisjon

Vannets UV-transmisjon er et mål for hvor mye av intensiteten som trenger gjennom et visst vanddyp. Transmisjonen (T) i prosent uttrykkes som følger:

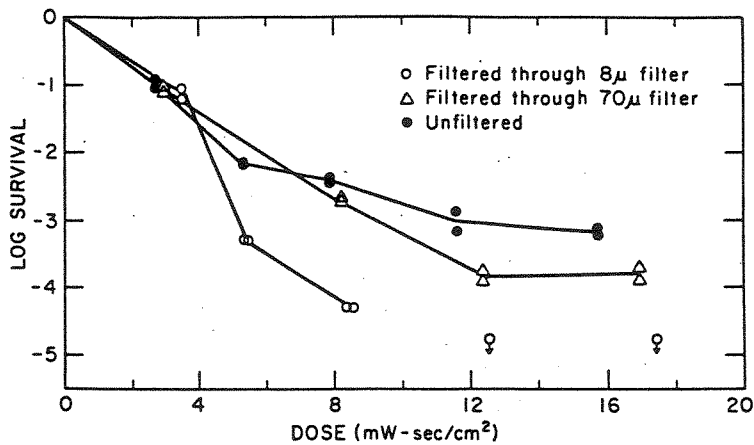
$$T = 10^{-Ab} \text{ (x 100)}$$

hvor A er absorpsjonen pr. cm og b er lysveien.

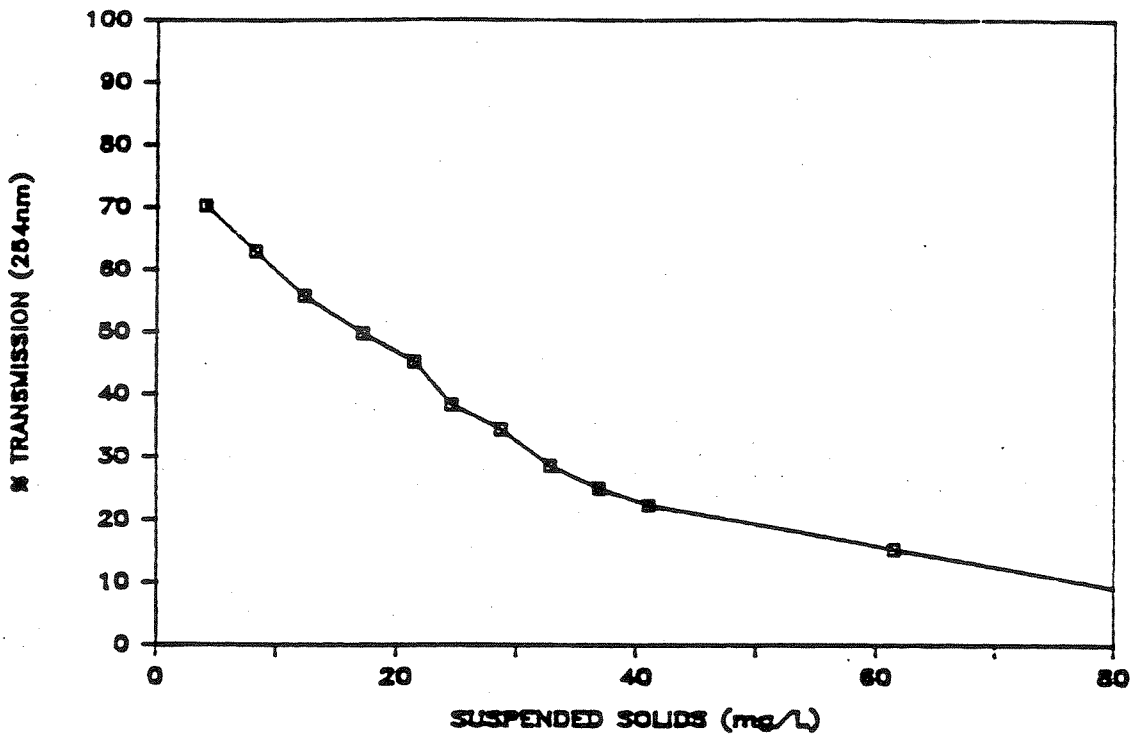
Både absorpsjon og transmisjon ved 254 nm bølgelengde måles direkte ved hjelp av et spektrofotometer. Dersom transmisjonen er 75 % pr. cm, vil den ved 5 cm lysvei (dybde) være $0.75^5 = 0.24$, det vil si at bare 24 % av det opprinnelige lyset trenger ned til en dybde av 5 cm. I ubehandlet blodvann og avløpsvann fra fileindustri vil UV-transmisjonen være svært dårlig. Slikt vann egner ikke for UV-desinfisering uten forbehandling.

Suspendert stoff som ikke er kolonisert, eller hvor mikroorganismene ikke er innbakt i partiklene, beskytter bare delvis mot den dødelige effekten av UV-stråler. Dette fordi suspendert stoff bare absorberer en del av UV-lyset. Fast stoff i avløpsvann er anslått å absorbere 75% av UV-strålene, mens lysspredning står for de gjenværende 25% av transmisjonsnedgangen (Qualls og medarb. 1983). De aller fleste mineralske leirene gir minimalt med beskyttelse, fordi disse partiklene sprer mesteparten av UV-lyset (> 75%).

Det er kjent at partiklenes beskyttende effekt avhenger av den spesifikke absorpsjon og/eller spredningen av UV-lyset, og at den avtar med økende lysspredning (Bitton og medarb. 1972). Det betyr at flokkulering etterfulgt av filtrering gjennom sand eller antrasitt for å fjerne forstyrrende partikler skulle forbedre desinfeksjonseffekten av UV (Dizer og medarb. 1993). Figur 24 viser effekten som partikkelfjerning har på effekten av UV-bestråling, mens figur 25 viser effekten som suspendert stoff har på % transmisjon i deionisert vann. Det skal presiseres at transmisjonen angis som produktet av lysabsorpsjon og lysspredning. UV-lys vil fortsatt ha dødelig/inaktiverende effekt etter spredning. Nedgang i transmisjon vil derfor være en konservativ metode å anslå lysabsorpsjon på. En metode utviklet av Qualls og Johnson (1983), *opalescent plate-metode*, gir imidlertid rimelig nøyaktige målinger av sann absorpsjon.



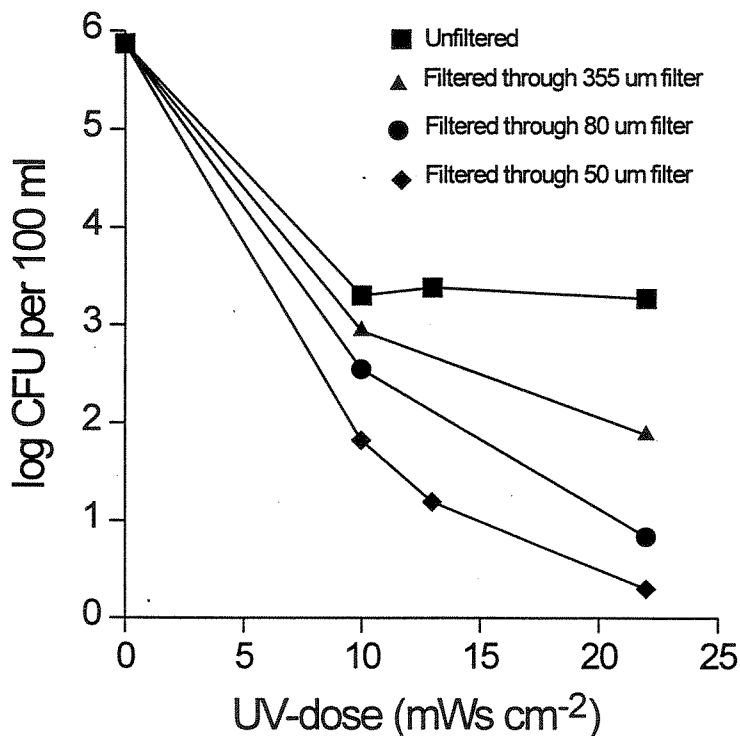
Figur 24. Effekten som suspendert stoff har på inaktivering av *E. coli* ved bruk av UV-lys (Qualls og medarb. 1983).



Figur 25. Effekten av suspenderte partikler på UV-transmisjonen i deionisert vann (Whithy og medarb. 1986).

Indikatorbakterier er delvis beskyttet fra UV-strålingen når de ligger innbakt i partikulært materiale (Harris 1987, Qualls og medarb. 1983). Hvor store partiklene må være for å gi slik beskyttelse er ikke ikke klarlagt. En undersøkelse (Liltved og Cripps 1997) viser at naturlig forekommende aerobe bakterier assosiert med fragmenter av dyreplankton (*Artemia*) overlevde høye UV-doser (figur 26). Forsøkene demonstrert at bakterier som var assosiert med partiklene viste liten eller ingen økende inaktivering ved å øke UV-dosen utover 10 mWs/cm² (ufiltrert vann i figur 26). Ved å redusere partikkelinnholdet med filtrering økte effekten av økende UV-doser. Best effekt ble oppnådd ved bruk av

silduker med lysåpninger på 50 μm (opp til 99.9 % reduksjon i bakterietallet i forhold til ufiltrert vann). Andre forsøk har vist økt inaktivering ned til 8 μm (figur 24).



Figur 26. Logaritmisk overlevelse av bakterier assosiert med partikler (*Artemia*-fragmenter) ved økende UV-doser. Kurvene viser inaktiveringsforløpet uten filtrering og med filtrering med ulike lysåpninger i dukene. Startkonsentrasjonen var ca. 10^6 km per. 100 ml.

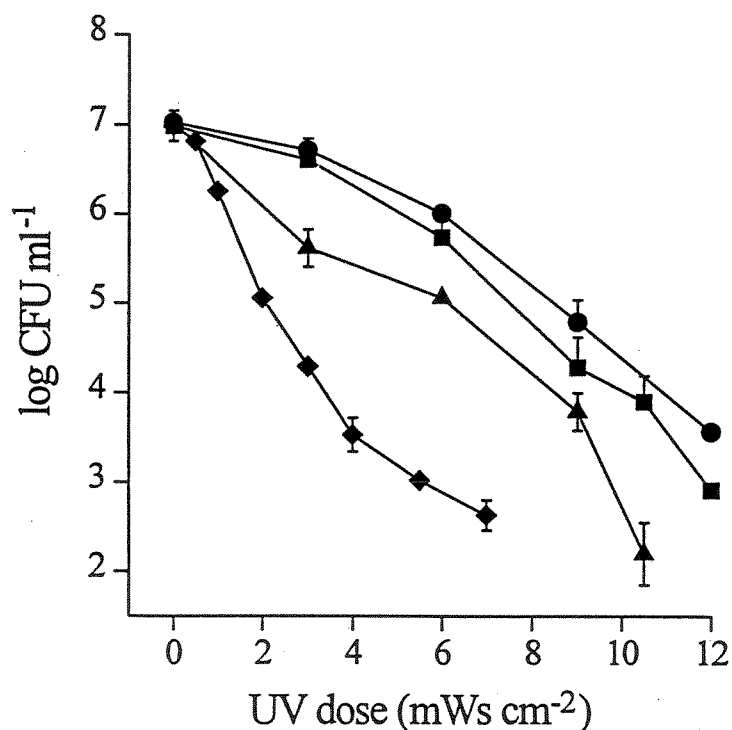
Naturen har utstyrt bakterie-celler med enzymesystemer for reparasjon av UV-skade. Den mest effektive reparasjonen foregår i nærvær av synlig lys i bølgeområdet 330 - 480 nm. Lyset aktiverer enzymer som kan reparere den skadde DNA-sekvensen uten at denne fjernes. Det er vist at flere bakterier fra ulike miljøer har evne til effektiv fotoreparasjon. Andre enzymesystemer kan foreta reparasjon i mørke, men mindre effektivt enn ved tilgang på synlig lys. Reparasjonsmekanismen her er vist å være enzymatisk fjerning av den skadde DNA-sekvensen og replikering v.h.a. den komplementære og intakte DNA-tråden (Swenson 1976).

Nødvendig UV-dose for en bestemt grad av inaktivering blir normalt fastsatt ved laboratorieforsøk hvor målorganismen blir eksponert for ulike doser og umiddelbart inkubert på egnet vekstmedium i mørke. Slik praksis er ugunstig for bakterien med tanke på reparasjon av UV-skader, noe som kan resultere i en overestimering av følsomheten for de aktuelle dosene.

Fiskepatogene bakterier som *A. salmonicida*, *V. anguillarum* og *Y. ruckeri* har evne til fotoreparasjon og mørk-reparasjon. Etter å ha blitt inaktivert med 99.9 % kan *A. salmonicida* reaktiveres til nær sitt opprinnelige antall i løpet av noen timer ved lampelys, og i løpet av minutter ved sollys. For å oppnå en varig 99.9 % inaktivering av *A. salmonicida* i laboratorieforsøk måtte UV dosen økes fra 3.2 mWs/cm² ved normal inkubering til 9.5 mWs/cm² med fotoreaktivering (Liltved og Landfald 1996) (figur 27). Effekter av mørk-reparasjon og kombinerte effekter av lys og mørke er også vist. Effekten av

fotoreaktivering i settefiskanlegg bør tas i betraktning, spesielt i anlegg hvor UV-bestrålt vann tilføres utendørs kar som eksponeres for sollys. Typegodkjente UV-anlegg skal opprettholde en dose på 25 mWs/cm² i kammerets minst bestrålte punkt. Den høye dimensjonerende dosen har sannsynligvis bidratt til å redusere utslag av reparasjonseffekter

Reparasjon i UV-bestrålte virus-partikler har ikke blitt påvist, da disse mangler de nødvendige enzymene.

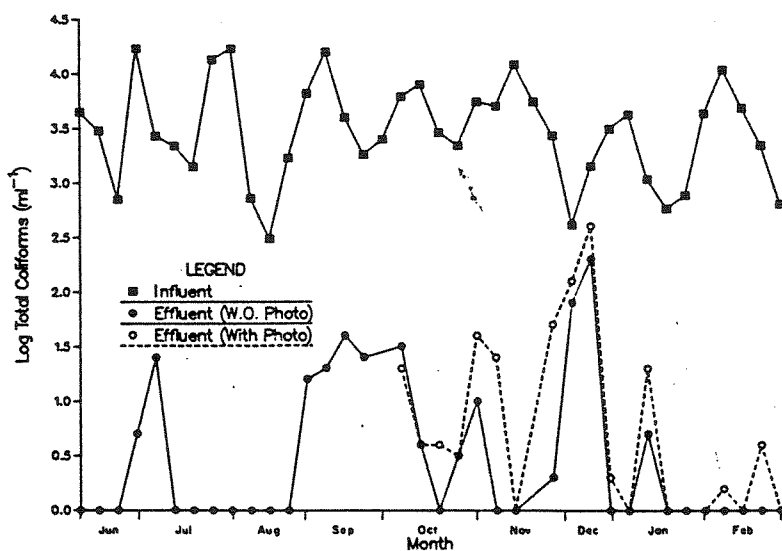


Figur 27. Dose-respons kurver for UV-bestrålt (254 nm) *A. salmonicida* etter ulike reaktiveringer. Symboler: ◆, direkte utplating og mørk-inkubering; ▲, mørkreparasjon; ■, fotoreaktivering; ●, fotoreaktivering etterfulgt av mørkreparasjon.

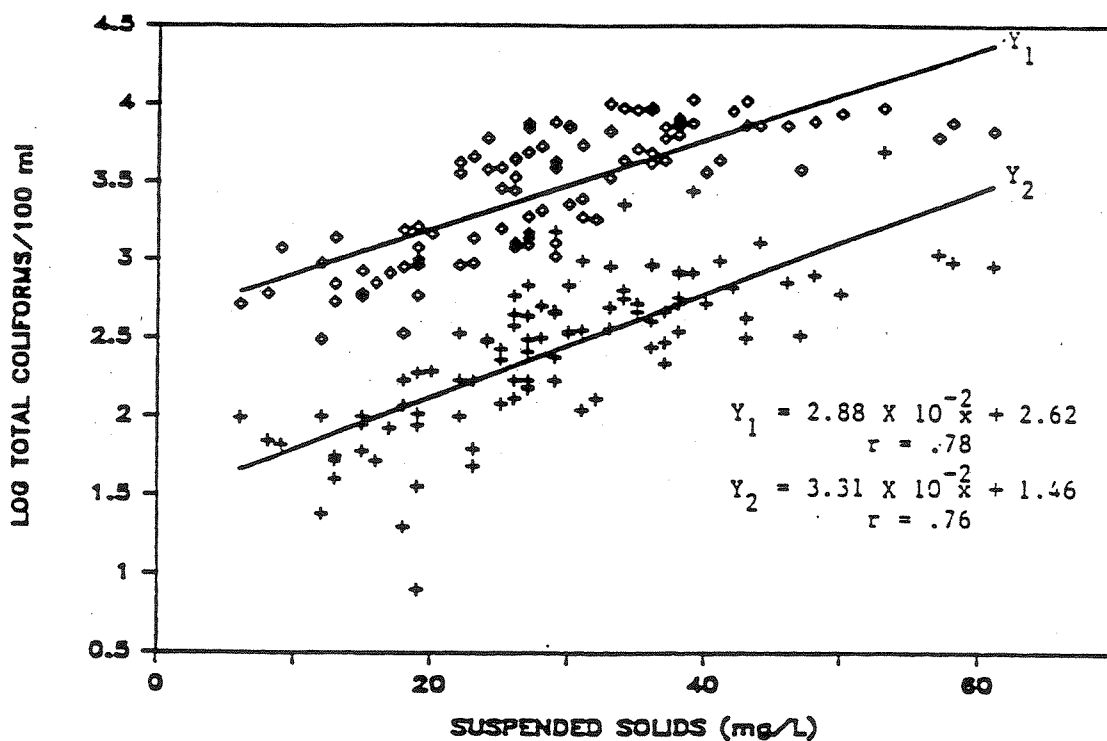
Blant humanpatogener har bl.a. Meschsner og medarb. (1990) dokumentert potensialet for lysindusert DNA-reparasjon.

Når det gjelder fotoreaktivering etter UV-bestråling i behandlet kommunalt avløpsvann er dette dokumentert (Harris og medarb. 1987, Whitby og medarb. 1986), men potensialet varierer med type bakterie. Således vil totale og fekale koliforme bakterier fotoreaktiveres (Fig. 28), mens fekale streptokokker ikke synes å ha denne egenskapen. Figur 29 viser effekten av suspenderte partikler på antall totale koliforme bakterier etter eksponering i UV-kammer henholdsvis før og etter fotoreaktivering.

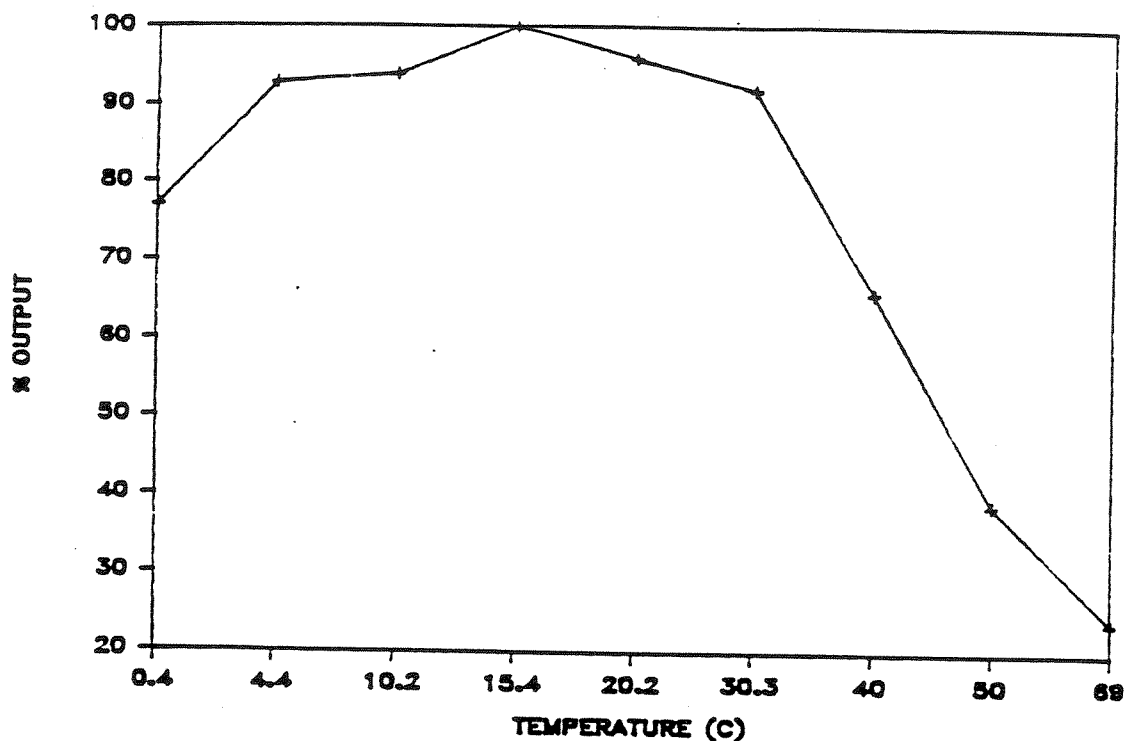
UV-lampenes effekt vil dessuten være påvirket av både driftstid og temperatur. Figur 30 viser effekten som vanntemperaturen hadde på effekten fra UV-lamper plassert i avløpet fra Tillsonburg renseanlegg (RA) i Ontario, USA (Whitby, og medarb., 1986). Figur 31 gir eksempel på nedgang i effekten som funksjon av driftstid (Kruithof og medarb. 1989).



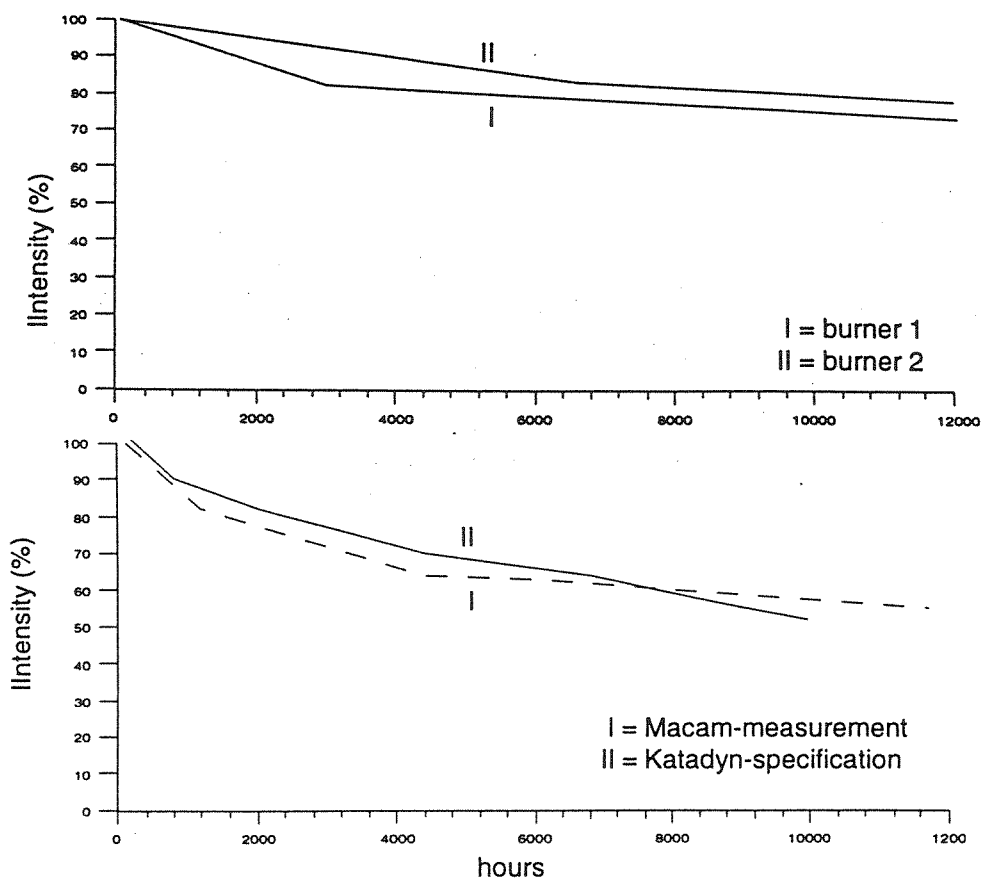
Figur 28. Effekten av fotoreaktivering på overlevelse av *E. coli* eksponert for UV (Harris og medarb. 1987)



Figur 29. Effekten av suspendert stoff på totale koliforme bakterier etter UV-behandling henholdsvis før (+) og etter (◊) fotoreaktivering (Whitby og medarb. 1987).



Figur 30. Effekten av vanntemperaturen på relativt utbytte fra UV-lampene i Tillsonburg RA, Ontario (Whitby og medarb. 1986).



Figur 31. Reduksjon i utstrålt effekt som funksjon av driftstid. Øverst vises reduksjoner for 2 ulike typer mellomtrykks-lamper, nederst for to ulike målinger av en lavtrykks-lampe (Kruithof og medarb. 1989).

6.4.3 Dimensjonering og oppbygging av anlegg

Utvikling av nye typer UV lamper (høyere effekt og lengre levetid), reaktorer med forbedrede hydrauliske utforminger, og forbedrede styrings- og overvåkingssystemer gjør at UV-desinfeksjon av store vannmengder med god UV-transmisjon, eller lavere vannmengder med dårlig UV-transmisjon, kan forsvares kostnadmessig. Som tidligere nevnt er det kanskje i første rekke partikkelinnholdet som setter begrensninger for bruken, da bakterier assosiert med partikler kan ha lav eller ingen respons på økende UV-doser. Imidlertid er det satt en begrensning m.h.p. UV-transmisjon på 50 % i 1 cm kyvette (Vannbehandlingsforskriften).

Forbehandling

Dersom det skal være aktuelt å behandle ufortynnet filet vann fra fiskeindustri med UV-bestråling, må dette forbehandles. Målet med forbehandlingen er å fjerne partikler som kan tjene som gjemmede for mikroorganismer, og å øke UV-transmisjonen til minimum 50 % i 1 cm kyvette. Silsystemer er dårlig egnet for mer omfattende rensing, da mye av stoffmengdene foreligger som finpartikulært materiale (0.45 - 80 µm). De erfaringer som foreligger tyder på at det kan være driftsproblemer knyttet til bruk av finsiler på dette vannet.

I danske undersøkelser nevnes sentrifugering, luftflotasjon eller sedimentering for behandling av avløpsvann fra filetindustri (VKI 1988). Sentrifugering brukes enkelte steder hvor råvaren består av fet fisk. Etter sentrifugering er fett emulgert mens suspendert stoff er finfordelt. Metoden egner seg derfor dårlig for rensing av avløpsvann dersom det ikke er inkludert påfølgende kjemisk rensing. Beste resultater m.h.p. BOF-reduksjon med ren mekanisk rensing ble oppnådd ved flotasjon. Suspendert finstoff i filetavløp lar seg vanskelig fjerne ved sedimentering, men kan fjernes ved flotasjon sammen med hoveddelen av fett og olje dersom avløpsvannet er behandlet skånsomt. Forbedret resultat kan oppnås ved tilsetning av koagulant i et flokkuleringstrinn (Tabell 14). Ved en vannmengde på 40000 m³/år er utgiftene til drift og avskrivninger ved installering av et flotasjonsanlegg ca. 15 Dkr/m³. Eventuell fortjeneste ved salg av proteiner og fett i slammet er ikke inkludert. Som beskrevet senere i dette kapittel kan det være problematisk å oppnå tilstrekkelig UV-transmisjon selv ved bruk av koagulant og luftflotasjon.

Ved fortytning av filetvannet med sjøvann/tinevann kan UV-transmisjonen bedres. Et anlegg basert på fortytning pluss finsiling (40 µm) før UV-bestråling er i drift ved en filetbedrift. Det foreligger svært få driftsdata fra dette anlegget. Usikkerheter er knyttet til denne metoden da partikler fortsatt kan skjerme mikroorganismer. Pr. dato foreligger ikke bakteriologiske analyser som kan bekrefte om en slik behandlingsmetode kan gi tilstrekkelig inaktivering av målorganismer.

Det er også vist at hoveddelen av organisk stoff og næringssalter i blodvann kan fjernes ved kjemisk felling og flotasjon, eller sedimentering (Fløgstad og Torgersen 1992). Forsøkene viste også at UV-transmisjonen i 1 cm kyvette kunne forbedres fra 0.5 % i konsentrert råvann til 25-35 % etter rensing, og fra 24 % i fortyntet råvann til ca. 80 % etter rensing.

Tabell 14. Effekter av å behandle avløpsvann fra sildefiletering med ulike metoder (VKI 1988). Fe/Me: anvendelse av jernsalt eller annet metallsalt som koagulant. PE: anvendelse av poly-elektrolytt.

Sildefilet-spildevand	BI ₅ mg/l	Total-N mg/l	Total-P mg/l	Fedt/olie mg/l
Urenset	2000-28000	400-1000	80-150	500-25000
Centrifugeret	1500-15000	-	-	500- 2000
Luftflotation	1500- 6000	200- 600	40-90	400- 2000
Kemisk fældning med H ₂ SO ₄ + flotation	800- 3000	150- 300	30-50	100- 500
Kemisk fældning med Fe/Me + PE i trin 2	600- 3000	150- 300	5-10	100- 500
To-trins flotation med kemisk fældn. med Fe/Me + PE i trin 2	500- 1500	100- 200	5-10	50- 300

Bestrålingskammeret

To ulike lampetyper er i bruk i UV-anlegg, såkalte lavtrykks-lamper og mellomtrykks-lamper (refererer seg til gasstrykket inne i lampene). Begge lampetypene inneholder kvikksølv damp som utstråler lys ved elektriske utladninger. Lavtrykks-lampene avgir omtrent 95 % av stråle-effekten ved 254 nm, som er nær det optimale med tanke på å generere skader i mikroorganismers arvestoff. Mellomtrykks-lampene avgir lys i flere områder av UV-spekteret, og også mye effekt går tapt i varme. Imidlertid er det mulig å påtrykke mer effekt på disse lampene slik at den baktericide effekten pr. volumenhet blir høyere enn i lavtrykks-kammere.

Selve bestrålingskammeret består vanligvis av en sylinder i stål eller plast med et eller flere lysrør fordelt over tverrsnittet. Kammeret monteres direkte på en trykkledning. Lysrørene er beskyttet av kvartsglass-rør som ikke stopper UV-stråler. En norsk produsent av UV-anlegg har spesialisert seg på en alternativ trykkløs utforming med et firkantet kammer hvor lampene er plassert over vannspeilet. Kammeret kan åpnes for ettersyn og vedlikehold av lampene.

Alle typegodkjente UV-anlegg er kapasitetsbestemt i forhold til ulike UV-transmisjoner. Dersom avløpsvannets kvalitet er dårlig og transmisjonen lav må det benyttes et anlegg med mange lamper (høy intensitet i kammeret). Vanngjennomstrømmningen må være begrenset for å oppnå tilstrekkelig oppholdstid og derved tilstrekkelig dose.

UV-dose

Effektiv UV-dose er bestemmende for inaktiveringsgraden ovenfor mikroorganismer. Dosen er et produkt av intensiteten i bestrålingskammeret og vannets oppholdstid, som beskrevet nedenfor:

$$D = I \times t$$

hvor D er dose i milliwatt-sekund pr. cm² (mWs/cm²), I er intensiteten (mW/cm²) og t er bestrålingstiden (s). Intensiteten i kammeret er avhengig av antall lamper, lampenes effekt, deres innbyrdes plassering og vannets kvalitet. Bestrålingstiden er en funksjon av vanngjennomstrømmingen og kammerets effektive volum. Ved å øke intensiteten og/eller oppholdstiden vil UV-dosen øke. Intensiteten fra hver enkelt UV-rør til et gitt punkt i kammeret kan beregnes ved å ta hensyn til spredningen av lyset og absorpsjonen i vannet. Lampenes effektive utstråling reduseres som tidligere nevnt ved økende levetid, normalt ca. 20 - 25 % etter 7000 - 8000 driftstimer. Ved dette punkt er tiden inne for å skifte lampene. Ytterligere reduksjon i effekt må påregnes dersom lampene slås mye av og på. For overvåking av UV-intensiteten skal det være montert en sensor i kammerets vegg. Det skal være mulig å lese av intensiteten eller dosen (dersom intensitet-signal er integrert med signal fra vannmengdemåler) på et viserinstrument i styreskapet. De norske forskriftene tilsier at det skal opprettholdes en dose på minimum 25 mWs/cm² i kammerets minst bestrålte del. I praksis vil det si at dersom intensiteten måles til 2.5 mW/cm² ved UV-kammerets vegg, skal vannets gjennomsnittlige oppholdstid være på minimum 10 sekunder.

UV-anlegg skal dimensjoneres etter den laveste UV-transmisjonen som forekommer ved det aktuelle anlegget. Dette krever at målinger blir gjort i perioder med dårligst kvalitet på avløpsvannet.

I forhold til forskriftene skal alle UV-anlegg være montert med utstyr for kontroll, overvåking og styring. Dette gjelder utstyr for vannmengdekontroll, UV-sensor, utstyr for kontinuerlig registrering av driftsdata, automatisk stengeventil eller pumpestopp, indikatorlamper, viserinstrumenter, timeteller og alarmer.

Vannmengdekontroll skal sørge for at UV-enheten ikke tilføres mer vann enn den er dimensjonert for. Dette kan arrangeres ved at innløpspumpene har lavere kapasitet mot den aktuelle løftehøyden og det aktuelle friksjonstapet enn UV-anlegget. Dersom pumpekapasiteten er større må anlegget være utstyrt med en vannmengdemåler som er montert riktig. Det er viktig at kravene til rette ledningsstrekker før og etter monteringspunktet tilfredstilles. Fra måleren skal det gå et signal som stopper innløpspumpene eller aktiverer automatisk stengeventil ved for høy vannmengde. Det skal være mulig å avlese vannmengden på et viserinstrument. Ved strømstans skal ventilen lukke. Det skal ikke være mulig å føre vann utenom UV-anlegget ("by-pass").

UV-sensoren skal være montert i veggen på UV-kammeret. Dersom UV-intensiteten synker under grenseverdien som følge av dårlig vannkvalitet, beleggdannelse på kvartsglassene eller lav lampeeffekt skal innløpspumpene stoppe eller ventil stenge.

Både vannmengde og UV-intensitet, sammen med tidspunkt for registreringen, skal registreres på skriver eller datalogger. På denne skal også alarmer registreres og til hvilke tider anlegget har vært ute av drift.

Hver UV-lampe i kammeret skal være tilkoblet en egen indikatorlampe som skal plasseres lett synlig, primært i tavle på styreskapet. Dersom en UV-lampe er ute av drift skal indikatorlampen vise dette slik at feilen kan rettes. Man skal være oppmerksom på at UV-sensoren ikke vil registrere lampefeil i store anlegg hvor den eller de defekte lampene sitter langt fra sensoren.

Timeteller skal være montert i tavle. Denne er aktiv når lampene i UV-anlegget lyser. Dette for å holde kontroll med brenntiden, slik at lampene skiftes etter normert tid.

Reservedeler som ekstra lamper og kvartsglass skal finnes på settefiskanlegget.

Ved for høy vannmengde eller for lav UV-dose skal alarm aktiveres. Denne skal inngå i oppdrettsanleggets alarmsystem.

6.4.4 Drift og driftskostnader

Det er kun levert noen få anlegg for UV-bestråling av vann fra foredlingsindustri. Et av disse er installert ved en stor fileteringsbedrift som produserer ca. 10 tonn pakket filet pr. dag fra ferdig sløyd frossenlaks. Avløpsvannet passerer en sil (1 mm poreåpninger) og en finsil (40 µm poreåpninger) før UV-kammeret. I pumpekummen foran finsilen blir filet vannet fortynnet med tinevann (sjøvann) for å bedre vannkvaliteten (ca. 30 % filet vann og 70 % tinevann, totalt ca. 60 m³/time under produksjon). Fra personalet blir det hevdet å være noen driftsproblemer. Ved oppstart av vasking av filethallen føres store mengder partikler til avløp. Den høye partikkelkonsentrasjonen gjør det problematisk å holde silduken ren, med påfølgende oppstuvning av vann foran denne. Det blir også nevnt noe fuktproblemer og problematisk håndtering av spylevann fra finsilen.

Ved en annen tilvirkingsbedrift er det gjort forsøk med felling og flotasjon før UV-desinfeksjon (Thorsvik 1996). Bedriften fileterer og røyker laks (10 - 12 tonn ferdigprodukt pr. dag). Avløpsvannet fra filetering, røykingen, og tining (sjøvann) (totalt ca. 18 m³/time) ble tilsatt koagulant (jernklorid + polymer) før flotasjon ved hjelp av findispersert luft med påfølgende UV-desinfeksjon. Det ble tatt ut prøver før og etter renseanlegget som ble analysert med hensyn på UV-transmisjon i 1 cm kyvette og kimtall pr. ml. Målinger i perioden 04.02.96 - 15.02.96 viser varierende UV-transmisjon (16 - 67 %) og kimtall > 10000 pr. ml i innløpet til renseanlegget. Effekten av flotasjon med hensyn på UV-transmisjon var også varierende, fra ingen effekt til 3 ganger høyere mellom innløp og utløp. Kimtallmålingene viste sterk reduksjon (>99.97 %) ved transmisjoner i området 18 - 40 %. Selv om vannet så forholdsvis klart ut ble det målt lave UV-transmisjoner. Dette ble tilskrevet oppløste stoffer med høy UV-absorbans (f.eks. proteiner, restjern, sukker).

I tillegg til daglig driftstilsyn, krever UV-anlegg jevnlig vedlikehold. Dette kan være rengjøring av kvartsglass og sensor, bytting av lamper/kvartsglass, kontroll av alarm- og stengefunksjoner, kalibrering av sensor og viserinstrumenter, etc. En årlig service fra leverandør eller annen kompetent instans vil trolig øke sikkerheten og anleggets levetid.

6.4.5 Miljøeffekter

Selv om bestråling med UV-lys kan forårsake forandringer i kjemiske forbindelser er det en allmen oppfatning at UV-bestråling i de aktuelle doser ikke vil forårsake giftige biprodukter i behandlet avløpsvann.

Miljørelaterte problemer knyttet til bruk av UV synes derfor kun å være tilknyttet direkte eksponering fra lyskilden. Slik eksponering kan føre til øyeskader, i verste fall blindhet. Det skal ikke være mulig å åpne et UV-kammer uten at lampene er slått av.

6.5 Varmebehandling

6.5.1 Effekt ovenfor fiskepatogene mikroorganismer

Flere studier har vist at fiskepatogene bakterier er kuldekjære og følsomme for varme. I rent sjøvann inaktiveres *V. anguillarum* med mer enn 99.9 % ved 44.0°C i 3 min og ved 47.5°C i 2 min (Jacobsen og Liltved 1988). I forsøk hvor *V. anguillarum* og *Y. ruckeri* ble tilsatt blodvann ble det registrert total dødlighet ved eksponering til 60°C i 1 min og 72°C i 15 sek (Jacobsen og medarb. 1989). Tilsvarende resultater ble registrert ved å eksponere *Y. ruckeri* til 65°C i 2 min i ubehandlet blodvann (Fløgstad og medarb. 1991). I motsetning til de nevnte undersøkelsene, ble *Y. ruckeri* påvist i ubehandlet blodvann etter 5 min ved 65°C og 1 min ved 75°C (Torgersen 1990). I avløpsvann fra Fiskehelselaboratoriet i Tromsø ble *Renibacterium salmoninarum* og *A. salmonicida* inaktivert (6 log₁₀ enheter) ved eksponering til 50°C i henholdsvis 4 og 4 1/2 min (Ugelstad og Sommer 1997).

Også for IPN-virus foreligger motstridende resultater. I autoklavert og reinfisert blodvann ble IPNV inaktivert etter 1 min ved 65°C (Torgersen 1990), mens det i ubehandlet sjøvann ikke var mulig å oppnå 3 log enheters reduksjon ved 3 min eksponering til 75 °C (Fløgstad og medarb.1991). I forsøk ved Fiskehelselaboratoriet i Tromsø ble det vist 4 log₁₀ titer-reduksjon ved 80°C i 10 min eller 85°C i 5 min. Høyeste reduksjon (5 log) var ved 85°C i 10 min (Ugelstad og Sommer 1997). ILA-virus synes å være mer temperaturfølsom da infektiviteten til infisert leverhomogenat ble borte etter eksponering til 50°C i 2 minutter (Torgersen 1997).

Basert på de nevnte undersøkelsene og andre upubliserte arbeider er det satt følgende krav til eksponeringstid og temperatur ved pasteurisering: 65°C i 10 min, 70°C i 5 min, 75°C i 4 min, 80°C i 3 min, 85°C i 2 min, 90°C i 1 min, 95°C i 45 sek, 100°C i 30 sek.

6.5.2 Faktorer som påvirker metodens effekt

De fleste typer bakterier og sopp drepes ved oppvarming til ca. 60°C. Mekanismene for inaktivering ved bruk av varme er denaturering av celleproteiner og nukleinsyrer. Øvre temperaturgrense for liv i betydning overlevelse og reproduksjon, ligger imidlertid langt over 60°C. De såkalt termofile bakteriene har temperaturoptima på mellom 65°C og 105°C, og siden aminosyrer og nukleotider først ødelegges ved temperaturer over 200°C, ligger kanskje den øvre grensen for liv i nærheten av denne temperaturen.

Pr. dato er det sparsomt med kunnskap om termofile humanpatogene bakterier. Det finnes imidlertid unntak, med termofile *Campylobacter* spp. som de vanligste. Bakteriene dukker ofte opp i prosessert mat, bl.a. av fjærkre.

Aspergillus fumigatus er en humanpatogen sopp som overlever temperaturer opp mot og over 80°C. I den senere tid er det knyttet oppmerksomhet mot soppen i forbindelse med kompostering.

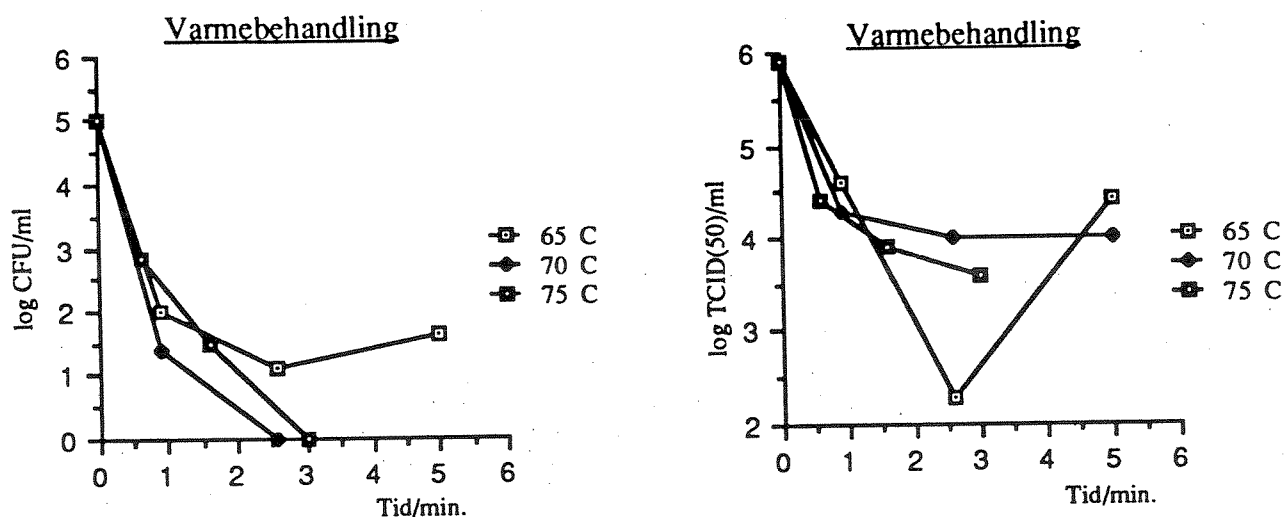
Når det gjelder protozoer og amøber er det flere arter som trives i varme omgivelser (bl.a. den frittlevende amøben *Naegleria fowleri* som vokser ved temperaturer opp til 45°C), men det er ikke kjent at slike organismer overlever temperaturer på over 60°C.

Flere termofile bakteriefag (virus) er dokumentert. Slike virus har termofile vertsarter og er således avhengige av høye temperaturer for å kunne overleve. Når det gjelder fiskepatogene virus, foreligger det sparsomt med dokumentasjon, men fullskalaforsøk gjennomført av Fløgstad og medarb., (1991), viser

at effekten av varmebehandling kan være usikker. Resultater oppnådd med IPNV i lab skala viser nemlig å være vanskelig å gjenta i fullskala (figur 33). Forklaringen antas fra forfatterens side å ligge i vannets høye konsentrasjon av partikler som gir viruspartiklene en tidsbegrenset beskyttelse.

Ut fra ovenfor stående konkluderes med at det er 2 faktorer som avgjør effekten av varmedesinfeksjon.

1. Avløpsvannets innhold av termofile mikroorganismer eller hvilestadier (sporer o.l) av slike. Pr. dato er ingen slike fiskepatogener kjent. *I forbindelse med næringsmiddelhygiene er det viktig å presisere at vanlige indikatororganismer neppe vil inkludere humanpatogene termofile mikroorganismer.*
2. Avløpsvannets innhold av partikler og aggregater som kan gi mikroorganismen beskyttelse gjennom å inkludere soner med redusert temperatur (i forhold til valgt settpunkt). *Det må presiseres at holdetiden, d.v.s. tiden avløpsvannet eksponeres for høy temperatur vil være avgjørende for metodens effekt. Kostnadmessige forhold gjør at holdetider på 1 - 5 minutter er vanlig. Dersom avløpsvannets innhold av partikler og aggregater er høyt kan det resultere i "frisoner" med overestimert av temperatur som resultat.*



Figur 33. Resultater fra varmebehandling av blodvann i A) laboratorieforsøk og B) fullskalaforsøk (Fløgstad og medarb. 1991).

6.5.3 Dimensjonering og oppbygging av anlegg

Anlegg for varmebehandling av avløpsvann dimensjoneres etter temperatur og holdetid. Anlegget består i prinsippet av en enhet hvor varme tilføres, en tank eller holdesløyfe hvor vannet har tilstrekkelig oppholdstid og temperatur, og en enhet for gjenvinning av hoveddelen av varmen i avløpsvannet. Som varmekilde brukes gjerne elektrisk varmekolbe eller dampkjel. Temperatur og holdetid registreres og lagres for dokumentasjon. Et problem har vært beleggdannelse på varmevekslerflatene med reduksjon i varmegjennomgangstallet og økning av trykktapet over veksleren. Disse forholdene må tas hensyn til ved dimensjonering av varmevekslerflater og pumper. Det legges som oftest opp til regelmessig automatisk spyling av varmevekslerflatene.

6.5.4 Drift og driftskostnader

Det er installert anlegg for varmedesinfeksjon av avløpsvann fra forsøkstasjoner og for blodvann fra slakterier. Som nevnt har beleggdannelse på varmevekslerflater vært et problem i blodvannsanlegg. Enkelte leverandører hevder å ha løst disse problemene.

Fordi avløpsstrømmene fra filetindustri og annen fisketilvirking er forholdsvis store, vil varmedesinfeksjon være en lite konkurransedyktig metode m.h.p. drift- og installasjonskostnader.

6.5.5 Miljøeffekter

Ved utledning av begrensede mengder oppvarmet avløpsvann til sjøvannsresipienter med god vannutskiftning, vil det neppe oppstå uheldige effekter.

7. Beskrivelse av metoder hvor det ikke foreligger godkjent utstyr

7.1 Dosering av ozon

Ozon er en spesiell form av oksygen, sammensatt av tre oksygenatomer. Forbindelsen kan genereres ved å la tørr luft eller oksygen passere gjennom et felt med elektriske utladninger eller ved å UV-bestråle luft eller oksygen. I begge tilfellene blir oksygen-molekyler splittet. De resulterende oksygen-atomene reagerer med intakte oksygen-molekyler til ozon.

Ozon har et høyt oksidasjonspotensiale og regnes som et effektivt middel for desinfeksjon av vann. Normalt tilsettes ozon vann ved å bobble gassen gjennom en vannsøyle i et reaksjonskammer. I likhet med klor er ozon giftig for fisk. En viss holdetid eller fysisk/kjemisk deozonering kan derfor være nødvendig før ozonert vann ledes til fiskekar.

I fiskeoppdrettsammenheng har metoden vært tatt i bruk i forbindelse med desinfeksjon av inntaksvann og avløpsvann, samt for behandling av vann i resirkuleringsanlegg. For inntaksvann er det i første rekke aktuelt å ozonere ferskvannsinntak, da det dannes en rekke oksiderte forbindelser (spesielt bromforbindelser) ved ozonering av sjøvann. Disse kan være toksiske for oppdrettsfisken og vanskeligere å få ut av vannet enn ozonet selv. Før man vet noe mer om skadeeffektene av forbindelsene, samt forhold omkring detoksifisering, frarådes bruk av ozonert sjøvann til oppdrett av laksefisk. Pr. idag er det installert 4 ozonanlegg for desinfeksjon av ferskvann til norske settefiskanlegg.

7.1.1 Effekt ovenfor fiskepatogene mikroorganismer

Ozon er svært reaktivt og vil oksydere en rekke organiske og uorganiske forbindelser. Dette gjør at det kan være vanskelig å etablere og måle restkonsentrasjoner i naturlige vanntyper og avløpsvann. I laboratorieforsøk er det vist at fiskepatogener som *A. salmonicida*, *V. anguillarum*, *V. salmonicida*, *Y. ruckeri* og IPN-virus ble inaktivert (> 99.9 %) i løpet av 2 minutter ved initiale konsentrasjoner på 0.1 - 0.2 mg O₃/l i naturlige vanntyper ved 9 - 12 °C (Liltved og medarb. 1995). I buffere laget av destillert

vann synes følsomheten til noen av de samme organismene å være langt høyere. Rask desimering ved så lave konsentrasjoner som 0.01 - 0.04 mg restozon pr. liter er rapportert (Wedemeyer og Nelson 1977, Wedemeyer og medarb. 1978). I avløpsvann fra landbaserte oppdrettsanlegg synes det nødvendig å heve den initielle ozonkonsentrasjonen betraktelig for å oppnå effekt. For inaktivering av *A. salmonicida* ved 7°C krevdes 0.3 mg/l (Liltved og Landfald 1995). Det er imidlertid demonstrert at andre grupper av bakterier tilhørende den naturlige vannflora overlever 4 minutters eksponering ved 1.0 mg/l (Austin 1983).

For inntaksvann til settefiskanlegg forlanges det en rest-ozon konsentrasjon på 0.1 mg/l etter 3 minutters kontakttid, noe som har vist seg vanskelig å etterleve i praksis da nedbrytningshastigheten er høy, selv i rent naturlig ferskvann. Som nevnt ser det ut til at ozon-konsentrasjonene i avløpsvann må være høyere. Dette tilsier en betydelig startkonsentrasjon for å opprettholde en målbar rest-konsentrasjon etter en viss holdetid. Ozondoser på 20 mg/l og 20 min kontakttid ga tilfredstillende inaktivering av *Y. ruckeri* og IPN-virus i rensed blodvann (felling med jernklorid) i fullskala forsøk (Fløgstad og Torgersen 1992).

Det foreligger lite informasjon om hvordan mikroorganismer inaktiveres. Mulige mekanismer er at ozon reagerer med komponenter i celle-membranen og derved skader cellens osmotiske regulering, eller trenger gjennom membranen og oksyderer bl.a. proteiner i cytoplasma. Det er vist in vitro at ozon reagerer med baser i DNA/RNA-molekyler. Reaktiveringsmekanismer er ikke kjent.

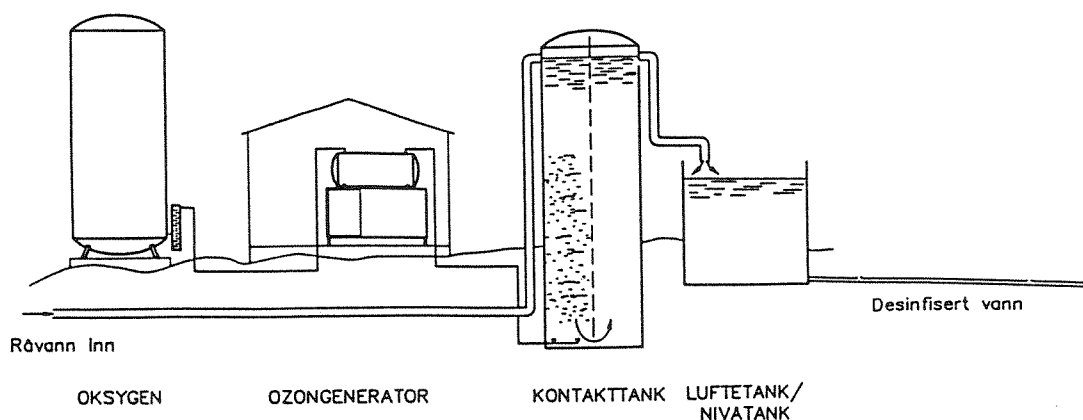
7.1.2 Faktorer som påvirker metodens effekt

Som nevnt er ozon reaktivt og vil oksydere organisk stoff og reduserte uorganiske forbindelser. Avløpsvann fra fiskeforedling, spesielt fra filetering, vil ha et høyt ozonforbruk. De samme beskyttelsesmekanismene som nevnt i klor-kapittelet vil kunne være av betydning for effekten av ozonering. Forbehandling som f.eks. i form av kjemisk felling/flotasjon som beskrevet for UV-anlegg i kapittel 6.4.3 må etableres før effektiv ozonering kan finne sted.

7.1.3 Dimensjonering og oppbygging av anlegg

Ozon er lite stabil og må derfor genereres på stedet. Normalt genereres ozon ved å lede oksygen fra tank gjennom et felt med elektriske utladninger. Anlegg må dimensjoneres etter avløpsvannets ozonforbruk. Det vil si at ozonmengden som tilsettes må overskride ozonforbruket for at det skal etableres en restkonsentrasjon over en viss tid. Ozonbehovet vil øke med avløpets innhold av organisk stoff og andre oksyderbare forbindelser, og må bestemmes eksperimentelt.

Fra generatoren føres ozonholdig oksygen via diffusorer til et kontaktkammer (figur 34). Her overføres ozon fra gassfase til vannfase. Ut fra økonomiske hensyn er om å gjøre å få så god overføringseffekt som mulig. Kontaktkammeret er ofte todelt for å unngå kortslutningsstrømmer. Det finnes alternative utforminger av kammeret.



Figur 34. Skjematisk framstilling av et ozonanlegg (etter Engdal 1991).

Holdekammeret er konstruert for å gi tilstrekkelig oppholdstid med nødvendig ozon-konsentrasjon, og for deretter å gi tilstrekkelig reaksjonstid for nedbryting av ozon til et ufarlig nivå før utslipp til resipient.

I ozonanlegg skal det være montert utstyr for kontinuerlig måling av restozon eller redoks potensial i vannet. Måleverdiene skal logges på skriver eller PLS og tilkoblet utgående alarm for høy og lav ozonkonsentrasjon. Sensoren skal være plassert slik at vannet har tilstrekkelig oppholdstid i systemet før målingen. Det er viktig at rengjøring av sensor og kalibrering inngår i det rutinemessige driftstilsynet av anlegget. I tillegg bør det være utstyr for kontinuerlig måling av ozonkonsentrasjonen i den tilførte oksyngassen.

Det skal være utstyr for regulering og måling av strømstyrke på generatoren. Ved å regulere strømstyrken reguleres ozonproduksjonen pr. tidsenhet. Timeteller skal også være montert på hver generator.

Vannmengde gjennom anlegget skal måles og logges kontinuerlig. Vannmengdemåleren må plasseres på rørsledningen slik at krav til rette strekk før og etter overholdes.

Avgasser fra ozonanlegg bør behandles i et ozondestruksjons-anlegg før utslipp.

Av sikkerhetsutstyr skal det være montert ozondetektor i maskinrommet. Dersom det oppstår lekkasje og ozonkonsentrasjonen i lufta overstiger grenseverdien på 0.1 ppm vil varsellampe montert på utsiden av rommet aktiveres. Det skal være gassmasker med kullfiltere tilgjengelig.

7.1.4 Drift og driftskostnader

Det foreligger svært få norske erfaringer med bruk av ozon som desinfektant for avløp fra fiskeindustrien. I fullskala forsøk som ble gjort med ozonering av blodvann etter kjemisk felling ble det benyttet ozon-doseringer på 30 til 45 g O_3/m^3 vann for å oppnå redoks verdier i området 600 - 700. Noen driftsproblemer var knyttet til fellingen og skumdannelse i kontakttanken (Hektoen og medarb. 1990).

7.1.5 Miljøeffekter

I likhet med klor er ozon giftig for dyr som lever i vann. Så lave konsentrasjoner som 0.01 - 0.06 mg/l har vist seg å være dødelig for fisk (Wedemeyer og medarb. 1979). I forbindelse med ozonering av ammoniumsholdig avløpsvann kan man påregne noe dannelse av kloraminer, bromaminer og klororganiske forbindelser. Imidlertid dannes mindre problematiske biprodukter ved ozonering enn ved klorering av vann som inneholder organisk stoff. Dersom avløp som inneholder sjøvann ozoneres, kan bromid oksideres til hypobromsyre og hypobromitt, og videre til bromat som er en persistent forbindelse. Alle disse forbindelsene er giftig for fisk.

7.2 Dosering av andre syrer enn maursyre

Da uorganiske syrer, som f.eks. saltsyre og svovelsyre, er langt rimligere enn maursyre, er det mulige kostnadmessige gevinster ved å benytte slike i stedet for maursyre. Imidlertid er effekten av disse ikke utprøvd, noe som forhindrer umiddelbar anvendelse. En annen organisk syre som kan være aktuell for desinfeksjon av avløpsvann fra fiskeindustri er "peracetic acid". Denne syren har blitt omfattet med betydelig interesse i forbindelse med desinfeksjon av kommunalt avløpsvann. Flere faktorer taler for en mer omfattende bruk av denne syren som en desinfektant: Effektiv inaktivering av virus, lite følsom for høyt innhold av organisk stoff, ingen problematiske nedbrytningsprodukter, og høy løselighet i vann. Peracetic acid har vist seg å inaktivere bakterier og sopp i løpet av 5 minutter ved konsentrasjoner på 200 - 500 mg/l i vann som inneholder organisk stoff. Syren har også blitt benyttet for å fjerne *Salmonella* i slam fra avløpsrensaneanlegg. Ved 300 - 500 mg/l ble nivået reduserte til under deteksjonsgrensen (Block 1991).

8. Oppsummering og konklusjoner

Avløpsvann fra foredlings- og tilvirkingsbedrifter vil variere med hensyn på mengde og sammensetning fra bedrift til bedrift, avhengig av type råstoff, tilvirkingsprosess og driftsrutiner. Avløpsvannets mengde og karakter er avgjørende for valg av behandlingsmetode. Da vann fra filetering regnes å ha de høyeste stoffmengdene og derved er vanskeligst å desinifisere, er de foreliggende vurderinger gjort i forhold til denne vanntypen.

Fra målinger ved en lakse-fileteringsbedrift og fra litteraturverdier konkluderes med at filetvann kan inneholde organisk stoff og næringssalter i samme størrelsesorden som rapporterte verdier for konsentrert blodvann fra fiskeslakterier. Målte verdier for suspendert stoff tyder på at partikkelinnholdet kan være betydelig høyere. Ved fileteringsbedriften forelå hoveddelen av KOF (84.1 %), tot-P (95.5 %) og tot-N (84.1 %) i avløpsstrømmen som løst (<0.45 µm) og finpartikulært materiale (0.45 - 80 µm). Dette tilsier begrensede renses effekter ved å behandle avløpet med silsystemer.

For desinifisering av avløpsvann fra tilvirkingsbedrifter vurderes i første rekke typegodkjente anlegg basert på dosering av maursyre til pH 3.5 med 8 timers holdetid, og dosering av klor til en startkonsentrasjon som tilsvarer minimum 50 mg/l hypokloritt, og 10 mg/l totalchlor etter 15 minutters holdetid, som aktuelle. Denne vurderingen er i gjort med bakgrunn i dose/respons-forsøk som er gjennomført med blodvann, forskrifter og krav fra Landbruksdepartementet og Statens forurensningstilsyn, og kostnader forbundet med anvendelse av metodene. Det skal bemerkes at det ikke

er gjennomført forsøk med filet vann under realistiske betingelser som bekrefter effektene som er oppnådd med blodvann.

Ved lavt innhold av salt i avløpsvannet synes kostnadene for maursyre å være lavere enn for klor (tabell 15). For høyere salinitetsverdier vil klorering falle rimligere ut, forutsatt at en initiell dose på 50 mg/l fritt klor klarer å tilfredstille kravet om 10 mg/l totalchlor etter 15 min holdetid, og at eventuelle syrekostnader for senking av pH er marginale. For begge metodene gjelder at avløpet siles for fjerning av store partikler før desinfeksjon. På grunn av høyt innhold av partikulært materiale i filetavløp skal man være oppmerksom på faren for overlevelse av virus og bakterier knyttet til partikler som f.eks. finstoff fra fiskens muskelvev.

Det kan være aktuelt å benytte andre metoder, som f.eks. UV-behandling og ozonering, for mindre konsentrerte avløpsstrømmer fra tilvirkingsanlegg, og for filet vannet etter rensing (f.eks. kjemisk felling med flotasjon). Ved rensing kan hoveddelen av proteintapet til avløpsvannet gjenvinnes til f.eks. forråstoff i stedet for å belaste resipienten.

En oppsummering av de ulike metodenes egenskaper er vist i tabell 16.

Tabell 15. Forbruk og kjemikaliekostnader for desinfeksjon av avløpsvann basert på dosering av maursyre til pH 3.5, natronlut til pH 12.0 og kalsiumhypokloritt til 50 mg/l aktivt klor (hypokloritt). Forutsetninger: Kostnader: 8.6 kr/l for 85 % maursyre, 3.3 kr/kg 100 % natronlut og 35 kr/kg aktivt klor. Alle priser er ekskl. mva. og frakt.

Salinitet	Forbruk			Kostnad, kr/m ³ avløpsvann		
	85 % maursyre ml/l	100 % natronlut kg/m ³	aktivt klor kg/m ³	Maursyre	Natronlut	Kalsium- hypokloritt
5	0.11	1.2	0.05	1.00	3.96	1.75
10	0.19	2.0	"	1.60	6.60	"
15	0.26	2.9	"	2.20	9.57	"
20	0.34	3.7	"	2.90	12.21	"
33	0.53	5.9	"	4.60	19.47	"

Tabell 16. Oppsummering av de ulike metodenes egenskaper i forhold til desinfeksjon av avløpsvann fra fiskeindustri (filetvann).

Metode	Maursyre, HCOOH	Lut, NaOH	Klor	UV	Varme	Ozon
For- behandling	Sil	Sil	Sil eller kjem. felling	Kjem. felling/ sil+fortynning > 50 % trans.	Sil	Kjem. felling
Dose	pH≤4 i 24 t. pH≤3.5 i 8 t.	pH≥12 i 24 timer	Min.50 mg/l hypokloritt, 10 mg/l tot. klor etter 15 min.	≥ 25 mWs/cm ²	Flere kombi- nasjoner av holdetid og temperatur	Usikkert
Drift	Enkel	Noe problematisk håndtering av lut	Forholdsvis enkel uten felling	Lite erfaringer med denne vanntypen	Lite erfaringer med denne vanntypen	Lite erfaringer med denne vanntypen
Leverandører med typegodkjent utstyr pr. 03.09.96	Pumpeteknikk Nord A/S Enviro-Tech A/S ITT Flygt A/S	Pumpeteknikk Nord A/S	NOMI Nordmiljø A/S	Unik Filtersystem A/S Brødrene Dahl A/S	Norsk Kjøleindustri A/S RS-Process A/S	

9. Referanser

- Austin B. 1983. Effectiveness of ozone for the disinfection of laboratory effluent. *FEMS Microbiology Letters* 19:211-214.
- Bates, R. C., Schaffer, P. T. B. og Sutherland, S. M. 1977. Development of poliovirus having increased resistance to chlorine inactivation. *Appl. Environ. Microbiol.* 33: 849 - 853.
- Berg, J. D., Matin, A. og Roberts, P. V. 1982. Effects of antecedent growth conditions on sensitivity of *Escherichia coli* to chlorine dioxide. *Appl. Environ. Microbiol.* 44: 814 - 819.
- Berman, D. og Hoff, J. C. 1984. Inactivation of simian rotavirus SA11 by chlorine, chlorine dioxide and monochloramin. *Appl. Environ. Microbiol.* 48: 317 - 323.
- Berman, D., Rice, E. W. og Hoff, J. C. 1988. Inactivation of particle-associated coliforms by chlorine and monochloramin. *Appl. Environ. Microbiol.* 54: 507 - 512.
- Birger Christensen A/S 1996. Diverse underlag.
- Bitton, G., Henis, Y. og Lahav, N. 1972. Effect of several clay minerals and humic acid on the survival of *Klebsiella aerogenes* exposed to ultraviolet irradiation. *Appl. Environ. Microbiol.* 23: 870-874.
- Bitton, G. 1994. Water and waste water disinfection. I *Waste water microbiology* (Mitchell, R. Ed). side 113 - 139. Wiley-Liss. New York.
- Block, S.S. 1991. Peroxygen compounds In: *Disinfection, Sterilization, and Preservation, 4th.ed.* (ed. by S.S. Block), pp. 167-181. Lea & Febiger, Philadelphia.
- Byskov, P., Halvorsen K., og Thorsen T. 1977. Opparbeiding av rensed fisk. Delrapport nr. 4 fra NORDFORSK-prosjektet "Fiskeindustriens vandproblemer". Vandkvalitetsinstituttet, Danmark. 75 s. + vedlegg.
- Carson, L. A., Favero, M. S., Bond, W. W. og Peterson, N. J. 1972. Factors affecting comparative resistance of naturally occurring and subcultured *Pseudomonas aeruginosa* to disinfectants. *Appl. Environ. Microbiol.* 23: 863 - 869.
- Chen, Y. S. R., Sproul, O. J. og Rubin, A. 1985. Inactivation of *Naegleria gruberi* cysts by chlorine dioxide. *Water Res.* 19: 783 - 789.
- Clark, T. F. 1984. Chlorine tolerant bacteria in a water distribution system. *Public works* 115: 65 - 67.
- Clark, R. M., Read, E. J. og Hoff, J. C. 1989. Analysis of inactivation of *Giardia lamblia* by chlorine. *J. Environ. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng.* 115: 80 - 90
- Condie, L. W. 1986. Toxicological problems associated with chlorine dioxide. *J. Am. Water Works Assoc.* 78: 73 - 78.
- Craun, G. F. 1988. Surface water supplies and health. *J. Am. Water Works Assoc.* 80: 40 - 52.

- Dizer, H., Bartocha, W., Bartel, H., Seidel, K., Lopez-Pila, J. M. og Grohmann, A. 1993. Use of ultraviolet radiation for inactivation of bacteria and coliphages in pre-treated wastewater. *Water Res.* 27: 397 - 403.
- Engdal, O. 1991. Ozon - mer jordnært enn du tror. *Teknisk ukeblad.* 32:42 - 43.
- EPA 1986. Design Manual. Municipal Wastewater Disinfection. 625/1-86/021.
- Fløgstad, H. og Torgersen, Y. 1992. Rensing og desinfeksjon av prosessvann fra slakteanlegg. SINTEF-rapport STF 60 A92038, ISBN nr.: 82-595-7348-2, 27 s.
- Fløgstad, H., Torgersen, Y., Schei, I. og Røttereng, P. J. 1991. Desinfeksjon av blodvann fra fiskeslakterier. SINTEF-rapport STF60 A91096. ISBN nr.: 82-595-7009 -2, 101 s.
- Gebauer, R., Eggen, G., Hansen, E. og Eikebrokk, B. 1992. Desinfeksjon. I *Oppdrettsteknologi*, s. 307-357. Tapir forlag, Trondheim.
- Goksøyr, J. 1989. Desinfeksjon av avløpsvann fra sykdomslaboratoriet i høyteknologisenteret i Bergen. 15 s.
- Goldman, J.C., Quinby H.L. og Capuzzo J.M. 1979. Chlorine disappearance in sea-water. *Wat. Res.* 13:315-323.
- Halvorsen K. 1984. Vannsparing i filetindustrien. SINTEF-rapport STF21 A84058. 43 s.
- Harakeh, M. S., Berg, J. D., Hoff, J. C. og Matin, A. 1985. Susceptibility of chemostat-grown *Yersinia enterocolitica* and *Klebsiella pneumoniae* to chlorine dioxide. *Appl. Environ. Microbiol.* 49: 69 - 72.
- Harris, G. D., Adams, V. D., Sorensen, D. L. og Dupont, R. R. 1987. The influence of photoreactivation and water quality on ultraviolet disinfection of secondary municipal wastewater. *Journal, W. P. C. F.* 59: 781 - 787.
- Hektoen, H., Lichtenthaler R. og Liltved H. 1990. Inaktivering av ILA-smitte ved bruk av ozon og forsøk i fullskala med ozonering av avløpsvann fra fiskeslakteri. NIVA-rapport 247, 23 s.
- Hibler, C. P., Hancock, C. M., Perger, L. M., Wegrzyn, J. G. og Swabby, K. D. 1987. Inactivation of *Giardia* cysts with chlorine at 0.5°C to 5.0°C. Report to the American Waterworks Association Research Foundation, Denver.
- Hjelmar, O. og Krogh O. 1978. Vandproblemer i den nordiske fiskeindustri - beskrivelse og sammenfatning. Delrapport nr. 1 fra NORDFORSK-prosjektet "Fiskeindustriens vandproblemer". Vandkvalitetsinstituttet, Hørsholm, Danmark. 41 s.
- Hoff, J. C. 1978. The relationship of turbidity to disinfection of potable water. I *Evaluation of Microbiology standards for drinking water.* (Hendricks, C. W. Ed) 103-117: EPA-570/9-78/00C. U.S. EPA. Washington D.C.

- Hoff, J. C. og Akin, E. W. 1986. Microbial resistance to disinfectants. Mechanisms and significance. Environ. Health Perspect. 69: 7 - 13.
- Jacobsen, P. og Liltved H. 1988. Thermal disinfection of sea water for aquacultural purposes. Aquacult. Engineering 7:443-447.
- Jacobsen, P., Liltved, H. og Efraimsen H. 1989. Disinfection of effluent from fish slaughteries. Aquacult. Engineering 8:209-216.
- Jolley, R. L., Brungs, W. A. og Cummiogms, R. B. (eds.) 1985. Water Chlorination: Chemistry, environmental Impact and health effects. Lewis Pubs., Chelsea, MI
- King, G. M. 1988. Distribution and metabolism of quaternary amines in marine sediments, 143-173 i Nitrogen cycling in coastal marine environments (Eds.: Blackburn, T. H. og Sorensen, J.) Wiley, New York.
- Kolsaker, P. 1989. Notat til De-NO-Fa og Lilleborg Fabrikker A/S. 2 s.
- Kruithof, J.C., van der Leer R. og Hijnen W.A.M. 1989. Ultra-violet disinfection of carbon filtered drinking water. KIWA, Nederland, 9 s.
- Kreft, P., Umphres, M., Hand, J.-M., Tate, C., McGuire, M. J. og Trussel., R. R. 1985. Converting from chlorine to chloramines: A case study. J. Am. Water Works Assoc. 77: 38 - 45.
- Kutch, J. M., States, S. J., McGlaughlin, J. E., Overmeyer, J. H., Wadowsky, R. M., McNamara, A. M., Wolford, R. S. og Yee, R. B. 1984. Enhanced chlorine resistance of tap water adapted *Legionella pneumophila* as compared with agar medium passed strains. Appl. Environ. Microbiol. 50: 21 - 26.
- Landbruksdepartementet 1991. Slakteriforskrift. 5 s.
- Landbruksdepartementet 1991. Avfallsbehandlingsforskrift. 2 s.
- Landbruksdepartementet 1996. Høring - revisjon av regelverk på fiskehelse. Brev + forslag til ny "Vannbehandlingsforskrift".
- Langeland H. 1997. Personlig meddelelse.
- Larson, R. A. (Ed) 1989. Biohazards of drinking water treatment. Lewis Pubs. Chelsea, MI.
- LeChevallier, M. W., Ewans, T. M. og Seidler, R. J. 1981. Effect of turbidity on chlorination efficiency and bacterial persistence in drinking water. Appl. Environ. Microbiol. 42: 159 - 167.
- LeChevallier, M. W., Cawthon, C. D. og Lee, R. G. 1987. Factors promoting survival of bacteria in chlorinated water supplies. Appl. Environ. Microbiol. 54: 649 - 654.
- LeChevallier, M. W., Becker, W. C., Schorr, P. og Lee, R. G. 1992. Evaluating the performance of biologically active rapid filters. J. Am. Water Works Assoc. 84: 136 - 146.

- Levy, R. V., Cheetham, R. D., Davis, J., Winer, G. og Hart, F. L. 1984. Novel method for studying the public health significance of macroinvertebrates in potable water. *Appl. Environ. Microbio.* 47: 889 - 894.
- Leyval, C., Artz, C., Blocx, J. C. og Rizet, M. 1984. *Escherichia coli* resistance to chlorine after successive chlorinations. *Environ. Techn. Lett.* 5: 359 - 364.
- Liltved, H., Jacobsen P., Ohren J.A. og Maroni K. 1987. Desinfeksjon av vann i oppdrettsnæringen. NIVA-rapport 1965. 60 s. + vedlegg.
- Liltved, H., Hektoen H. og Efraimsen H. 1995. Inactivation of bacterial and viral fish pathogens by ozonation or UV irradiation in water of different salinity. *Aquacult. Engineering*, 14: 107-122.
- Liltved H. og Landfald B. 1995. Use of alternative disinfectants, individually and in combination, in aquacultural wastewater treatment. *Aquaculture Research*, 26: 567-576.
- Liltved H. og Landfald B. 1996. Influence of liquid holding recovery and photoreactivation on survival of ultraviolet-irradiated fish pathogenic bacteria. *Water Research*, 30: 1109-1114.
- Liltved H. og Cripps S. 1996. Survival of aerobic bacteria associated with crustacean fragments during UV-irradiation and after pre-filtration. Abstracts, Health-Related Water Microbiology, IAWQ-Conference, Mallorca, Spain 1996, p. 166 - 167.
- Lippy, E. T. 1986. Chlorination to prevent and control waterborne diseases. *J. Am. Water Works Assoc.* 78: 49-52
- Meschsner, K., Fleischmann, T., Mason, C. A. og Hamer. 1990. UV disinfection: Short term inactivation and revival. International symposium on health related water microbiology, Tubingen, Vest-Tyskland, 1990.
- Miljøstyrelsen, 1996. Oversigt over renere teknologi i fiskeindustrien. Miljøprosjekt nr. 317. Miljø- og Energistyrelsen, København, Danmark. 102 s.
- Qualls, R. G. og Johnson, R. D. 1983. Bioassay and dose measurement in U.V. disinfection. *Appl. Environ. Microbiol.* 45: 872 - 877.
- Qualls, R. G., Flynn, M. P. og Johnson, J. D. 1983. The role of suspended particles in ultraviolet disinfection. *Journal, Water Pollut. Contr. Fed.* 55: 1280 - 1285.
- Ransome M.E., Whitmore T.N. og Carrington E.G. 1993. Effects of disinfectants on the viability of *Cryptosporidium parvum*. *Water Supply*, Amsterdam 11:75-89.
- Reilly, J. K., og Kippen J. S. 1983. Relationship of bacterial counts with turbidity and free chlorine in two distribution systems. *J. Am Water Works Assoc.* 75: 309 - 312
- Ridgeway, H. F. og Olson, B. H. 1981. Scanning electron microscope evidence of bacterial colonisation of a drinking water distribution system. *Appl. Environ. Microbiol.* 44: 972 - 987.

- Rudd, T., Sterritt, R. M. og Lester. 1982. The use of extraction methods for the quantification of extracellular polymer production by *Klebsiella aerogenes* under varying cultural conditions. Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechnol. 16: 23 - 27.
- Sako H. og Sorimachi M. 1985. Susceptibility of fish pathogenic viruses, bacteria and fungus to ultraviolet irradiation and the disinfectant effect of UV-ozone water sterilizer on the pathogens in water. Bull. Natl. Res. Inst. Aquaculture 8:51-58.
- Schaffer, P.T.B., Metcalf T.G. og Sproul O.J. 1980. Chlorine resistance of poliovirus isolants recovered from drinking water. Appl. Environ. Microbiol. 40:1115-1121.
- Schei, I. 1990. Desinfeksjonseffekt, forsøk i fullskala. NIF-kurs, Kristiansund.
- Sharp, D. G., Floyd, R. og Johnsen J. D. 1976. Initial fast reaction of bromine on reovirus in turbulent flowing water. Appl. Environ. Microbiol. 31: 171 - 181.
- Sobsey, M. D. 1989. Inactivation of health-related micro-organisms in water by disinfection processes. Water Sci. Technol. 21: 179 - 195.
- Stewart, M.S. og Olson B.H. 1986. Mechanisms of bacterial resistance to inorganic chloramines. In Proceedings of the American Water Works Association, Water Quality Technical Conference, Denver, s. 577-590
- Statens forurensningstilsyn, 1983. Veiledende tekniske retningslinjer for tiltak for å begrense utslippene fra fiskeforedlingsanlegg. 7 s.
- Swenson, P.A. 1976. Physiological responses of *Escherichia coli* to far-ultraviolet radiation. In Photochemical and Photobiological Review. (Ed. by Smith K.C.), vol.1, s.269-387. Plenum Press, New York.
- Thorsen, T. 1978. Rensing av vann fra fiskeforedling - oppsummering og tekniske konklusjoner. Delrapport nr. 11 fra NORDFORSK-prosjektet "Fiskeindustriens vandproblemer". Vandkvalitetsinstituttet, Hørsholm, Danmark. 45 s.
- Thorsen, T. 1987. Rensing og gjenvinning av stoffer fra prosessvann i fiskeindustrien - Fase II. Kartlegging av materialstrømmene. SINTEF-notat 215004. 50 s.
- Thorsvik H. 1996. Personlige meddelelser og skriftlig underlag.
- Torgersen, Y. 1990. Desinfeksjonseffekt, forsøk i lab-skala. NIF-kurs, Kristiansund.
- Torgersen, Y. 1997. Physical and chemical inactivation of the infectious salmon anemia (ISA) virus. Sendt til Jour. Fish Diseases for publisering.
- Troms fylkeskommune 1994. Rensing av prosessvann fra fiskeindustrien i Troms. 34 s. + vedlegg.
- Ugelstad I. og Sommer A.I. 1997. Dokumentasjon for varmedesinfisering av fiskepatogener i avløpsvann. Notat.

- Veterinærinstituttet 1992. Godkjenning av metoder og utstyr for behandling av død fisk, avfall og avløp m.v. fra fiskeslakterier, tilvirkingsanlegg m.v. mot smittefare. 13 s.
- VKI, 1988. Spildvand fra vegetabilsk og animalsk industri i Danmark. Områderapport. Branchegruppe B: Fisk og skaldyr til konsum. Vandkvalitetsinstituttet, Lyngby, Danmark. 44 s. + vedlegg.
- Wedemeyer, G.A. og Nelson N.C. 1977. Survival of two bacterial fish pathogens (*Aeromonas salmonicida* and the enteric redmouth bacterium) in ozonated, chlorinated and untreated waters. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 34: 429-432.
- Wedemeyer, G.A., Nelson N.C. og Smith C.A. 1978. Survival of the salmonid viruses infectious hematopoietic necrosis (IHNV) and infectious pancreatic necrosis (IPNV) in ozonated, chlorinated, and untreated waters. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 35: 875-879.
- Wedemeyer, G.A., Nelson N.C. og Yasutake W.T. 1979. Physiological and biochemical aspects of ozone toxicity to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Journal of the Fisheries Research Board of Canada 36, 605-614.
- Whitby, G. E., Palmateer, G., Cook, W. G., Boon, F. og Janzen, E. 1986. The effects of wastewater quality on ultraviolet light disinfection. Trojan Technologies inc. 845 Consortium Court, London, Canada. N6E 2S8.
- Wolfe, R. L., Ward, N. R. og Olson, B. H. 1984. Inorganic chloramines as drinking water disinfectants. A review. J. Am. Water Works Assoc. 76: 74 - 88.
- Wolfe, R. L. og Olson, B. H. 1985. Inability of laboratory models to accurately predict field performance of disinfectants. I Water Chlorination. Environmental impact and health effects. Vol. 5 (Eds.: Jolly, R. L., Bull, R. J., Davis, W. P., Katz, S. Roberts, M. H. og Jacobs, V. A) side 565 - 573. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan U.S.A.
- Wolfe, R. L. 1990. Ultraviolet disinfection of potable water. Environ. Sci. Technol. 24: 768 - 773.