

1965

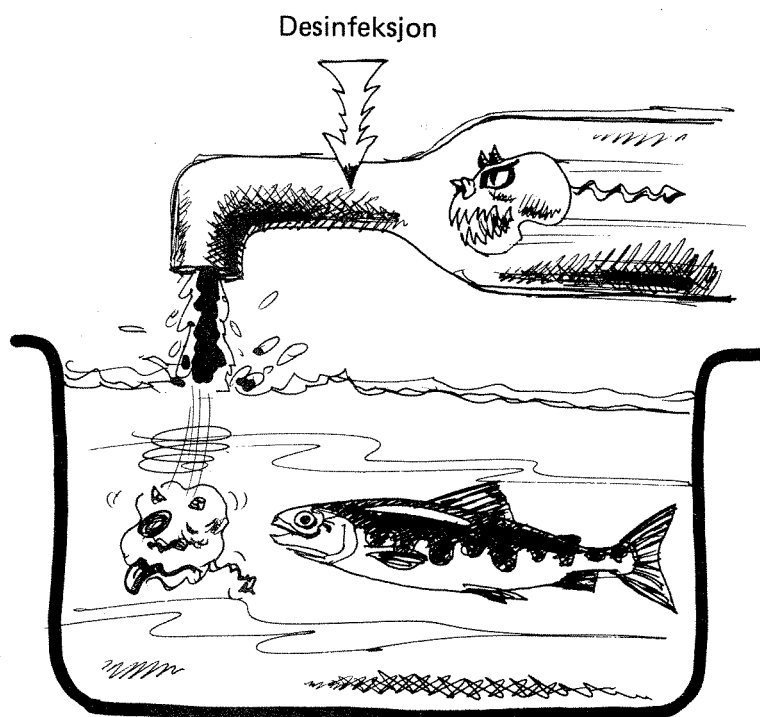


RAPPORT 4/87

0-86148

Desinfeksjon av vann i oppdrettsnæringen

Forprosjekt



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor

Postboks 333
0314 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80

Sørlandsavdelingen

Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033

Østlandsavdelingen

Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen

Brevikven 2
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.:	0-86148
Undernummer:	
Løpenummer:	1965
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel:	Dato:
DESINFEKSJON AV VANN I OPPDRETTSNÆRINGEN	Februar 1987
Forprosjekt VA 4/87	Prosjektnummer:
Forfatter (e):	0-86148
Helge Liltved Pål Jacobsen Jens Arne Ohren Kjell Maroni	Faggruppe:
	Akvakultur
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag):

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
NTNFs programstyre for havbruk	John Haug

Ekstrakt:
Dagens kunnskaper innen desinfeksjon av vann i landbasert anlegg ble kartlagt gjennom et litteraturstudium og ved å innhente opplysninger fra oppdrettere og leverandører. 5 ulike metoder (klorering, ozonering, UV-bestråling, fotozonering og varme-behandling) ble evaluert med hensyn til effekt, kostnader, driftsikkerhet, vedlikeholdsbehov, miljøeffekter og yrkeshygieniske aspekter. Dimensjoneringskriterier ble foreslått for de metoder, vannkvaliteter og aktuelle målorganismer der informasjon foreligger. Rapporten gir anbefalinger om videre FoU-arbeid innen emnet.

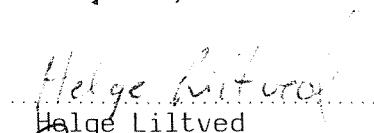
4 emneord, norske:

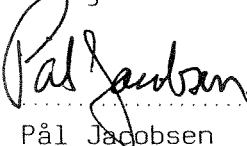
1. Akvakultur
2. Desinfeksjon
3. Sykdomsforebygging
4. Vannbehandling
VA-4/87

4 emneord, engelske:

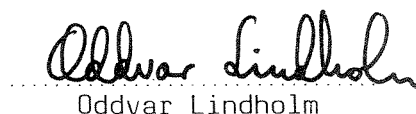
1. Aquaculture
2. Disinfection
3. Disease Prevention
4. Water Treatment

Prosjektleder:


Helge Liltved


Pål Jacobsen

For administrasjonen:


Oddvar Lindholm

ISBN 82-577-1201-9

O-86148

DESINFEKSJON AV VANN I OPPDRETTSNÆRINGEN

- Forprosjekt -

Oslo, februar 1987

Prosjektansvarlig: Helge Liltved

Prosjektmedarb.: Pål Jacobsen

Jens Arne Ohren

Kjell Maroni

FORORD

Hensikten med forprosjektet var å kartlegge eksisterende kunnskap om desinfeksjon av vann i oppdrettsnæringen og å påvise aktuelle områder for forskningsinnsats. Dette er blitt gjort gjennom et litteraturstudium, innhenting av opplysninger fra anlegg som benytter desinfeksjon og driftsundersøkelser ved noen få anlegg.

Forprosjektet er finansiert av NTNf.

Rapporten er i hovedsak skrevet av M.Sc. Helge Liltved. Prosjektmedarbeidere har vært cand.med.vet. Pål Jacobsen, cand.real. Kjell Maroni og siv.ing. Jens Arne Ohren.

Følgende har hatt rapporten for gjennomsyn og kommentarer:

Dr.ing. Bjørnar Eikebrokk, SINTEF
Daglig leder Arne Kittelsen, Akvaforsk
Dr.ing. Bjørn Rusten, Aquateam

Rapporten er skrevet på tekstbehandling av Lise Tveiten.

Oslo, februar 1987

Helge Liltved

SAMMENDRAG

Årsakene til at en ønsker å desinfisere vann i oppdrettsanlegg er:

1. Hindre inntak av patogene mikroorganismer
2. Hindre akkumulasjon av mikroorganismer i resirkuleringsanlegg
3. Hindre smittespredning fra oppdrettsanlegg.

5 ulike metoder for desinfeksjon av vann i landbaserte oppdrettsanlegg ble evaluert med hensyn til effekt, kostnader, driftssikkerhet, vedlikeholdsbehov, miljøeffekter og yrkeshygieniske aspekter.

I de tilfeller det foreligger informasjon om desinfeksjonseffekt overfor mikrober som volder problemer i norske oppdrettsanlegg ble det foreslått dimensjoneringskriterier for den aktuelle prosessen. Effekten ble vurdert i relasjon til vanntype, vannkvalitet og formål med desinfeksjonen.

Klorering ble vurdert som en effektiv metode for inaktivering av de fleste mikroorganismer. I tillegg er klorering en relativ rimelig metode for desinfeksjon av vann. Utstyr for dosering av natriumhypokloritt er driftssikkert og krever lite vedlikehold. Imidlertid er fritt restklor svært toksisk for oppdrettsorganismene. Anbefalte grenseverdier ligger mellom 2 og 10 ppb beregnet som fritt restklor. Uten deklorering er derfor metoden uegnet for friskvann og resirkulert vann.

Ozon er ved siden av klor det mest effektive desinfeksjonsmiddelet. Ozon har også i enkelte tilfeller en vannkvalitetsforbedrende effekt. Ozonering er en komplisert og kostbar metode og krever kompetent driftspersonale. Restozon er toksisk for oppdrettsorganismene. Det er rapportert om skader ved ozonkonsentrasjon ned mot 0,01 mg O₃/l. Restozon kan enkelt fjernes ved bruk av aktivt kull. Ozon kan ha et potensiale som desinfeksjons- og vannforbedrende middel for friskvann, resirkulert vann og avløpsvann.

UV-bestråling er den mest utbredte metoden for desinfeksjon av vann i norske oppdrettsanlegg. Metoden er effektiv overfor de fleste bakterier, forutsatt tilstrekkelig intensitet og eksponeringstid. Det kan imidlertid være vanskelig å oppnå høy prosentvis inaktivering av parasitter, sopp og

enkelte vira (IPNV). Det er ikke observert uønskede effekter av UV-bestråling. Metoden er rimelig og driftssikker, men krever hyppig vedlikehold ved enkelte vannkvaliteter. En har ikke pålitelige dimensjoneringsstall for de ulike bruksområdene. Metoden har kommet i miskreditt hos endel oppdrettere, spesielt på grunn av varierende effekt under praktiske forhold og kompliserte rengjøringsprosedyrer.

Fotozon er et forholdvis nytt desinfeksjonsmiddel. Dokumentasjonen er mangelfull, men tyder på lav prosentvis inaktivering av mikroorganismer. Det er mulig at den anbefalte dosering er for lav. Enkelte undersøkelser tyder på at fotozon er giftig for fisk. I likhet med ozon har fotozon i mange tilfelle en vannkvalitetsforbedrende effekt. Metoden er enkel og rimelig, og er trolig spesielt velegnet for resirkuleringsanlegg. Dersom den skal benyttes ved desinfeksjon av inntaksvann må en øke dosen og/eller eksponeringstiden. Det kan da være fare for toksiske nivåer av fotozonen og eventuelle reaksjonsprodukter.

Varme-desinfeksjon kan være en aktuell metode for selektiv inaktivering av marine bakterier ved bruk av sjøvann som vannkvalitetsforbedrende middel i settefiskanlegg. Metoden er lite utforsket, men innledende forsøk tyder på høy prosentvis inaktivering av Vibrio anguillarum ved temperaturer mellom 45 og 50°C og oppholdstid 2-5 minutter. Metoden kan ha et potensiale for desinfeksjon av små vannmengder i de tilfeller en allikevel er avhengig av oppvarming, og større vannmengder der en har tilgang på spillvarme.

Partikkelfjerning før desinfeksjon øker i de fleste tilfeller desinfeksjonseffekten og er ofte absolutt nødvendig for at en skal oppnå tilfredsstillende resultat.

Rapporten konkluderer med at FoU-behovet er stort vedrørende desinfeksjon av sjøvann og resirkulert vann. Videre arbeid bør ha som siktemål å angi kriterier for metodevalg, dimensjoneringsgrunnlag, driftsrutiner og kostnader ved disse to bruksområdene. Dette vil gi "spin-off"-effekter i form av økt kunnskap om desinfeksjon av inntaks- og avløpsvann, og bidra til å minimalisere tapsrisikoen i settefiskanlegg.

	Side
FORORD	2
SAMMENDRAG	3
1. INNLEDNING	8
2. HENSIKTEN MED UNDERSØKELSEN	9
3. GENERELT	10
3.1. Terminologi	10
3.2. Hvorfor desinfeksjon	10
3.3. Hva er optimal desinfeksjon	12
4. EVALUERINGSKRITERIER	14
4.1. Vannkvalitet og desinfeksjon	14
4.2. Vanntyper i oppdrettsanlegg	15
4.3. Generelle krav	17
5. AKTUELLE DESINFEKSJONSMETODER	18
6. KLOR	19
6.1. Egenskaper og struktur	19
6.2. Klor i vann	19
6.3. Toksisitet	22
6.4. Effekt av klor på mikroorganismer	23
6.5. Kostnader og driftsettersyn	25
7. OZON	28
7.1. Egenskaper og struktur	28
7.2. Ozon i vann	28
7.3. Toksisitet	30
7.4. Effekt av ozon på mikroorganismer	31
7.5. Kostnader og driftsettersyn	33
8. UV-BESTRÅLING	34
8.1. Egenskaper og struktur	34
8.2. UV-lys i vann	35
8.3. Toksisitet	36
8.4. Effekt av UV-lys på mikroorganismer	36
8.5. Kostnader og driftsettersyn	38
9. FOTOZON	39
9.1. Egenskaper og struktur	39
9.2. Fotozon i vann	40
9.3. Toksisitet	41
9.4. Effekt av fotozon på mikroorganismer	42
9.5. Kostnader og driftsettersyn	43
10. VARME	45
11. SAMMENLIKNING AV METODER	46
12. KONKLUSJON	54
13. REFERANSER	57

Innholdsfort. forts.	Side
VEDLEGG - REGISTRERING OG ANLEGGSBESØK	61
ANLEGG A	61
Beskrivelse av anlegget	63
Driftserfaringer fra anlegget	64
ANLEGG B	66
Beskrivelse av anlegget	66
Driftserfaringer fra anlegget	67
ANLEGG C	68
Beskrivelse av anlegget	68
Driftserfaringer fra anlegget	69
Referanser	70

	Side
1. Egenskaper til de forskjellige desinfeksjonsmidler	47
2. Aktuelle for- og etterbehandlingsmetoder og dimensjoneringstall i relasjon til vannkvalitet og målorganisme for de mest aktuelle desinfeksjonsmidler	48

	Side
1. Andel HOCl og OCl ⁻ ved varierende pH	20
2. Brekkpunktcurve for klorering av vann	21
3. IPNV inaktivering med klor	26
4. Nedbrytningshastighet av ozon ved forskjellig pH	29
5. Baktericid effekt av UV som funksjon av bølgelengde	34
6. Minimum letal UV-dose (MLD) som funksjon av mikroorganismenes prosjekterte overflateareal	37
7. Prosesskjema for fotozontilsetning	43
8. Flytskjema for kloring/deklorering av avløpsvann fra oppdrettsanlegg	49
9. Flytskjema for ozonering/deozonering av friskvann, resirkulert vann og avløpsvann.	51
10. Flytskjema for UV-desinfisering av friskvann, resirkulert vann og avløpsvann	52

FIGURLISTE - VEDLEGG

1. Flytskjema av gammelt anlegg	62
2. Flytskjema for nytt anlegg	63
3. Flytskjema for anlegg B	66
4. Flytskjema for ozonering/deozonering av inntaksvann til anlegg C	69

1. INNLEDNING

Prosjektet "Desinfeksjon av vann i oppdrettsnæringen" er planlagt som et større prosjekt med flere års varighet. Arbeidet er tenkt finansiert av Norges teknisk- naturvitenskaplige forskningsråd (NTNF) og utført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i samarbeid med SINTEF og Aquateam. Prosjektet er 2-delt:

1. Forprosjekt som skal bestå av et litteraturstudium for å kartlegge dagens kunnskapsnivå. Sammenholdt med innhentede opplysninger fra oppdrettere og leverandører, samt driftsundersøkelser ved eksisterende anlegg, vil litteraturstudiet konkludere med en vurdering av FoU-behov innen fagområdet.
2. FoU-prosjekter beskrevet og initiert gjennom forprosjektet.

Forprosjektet avsluttes i 1987 med utgivelse av rapport. Hovedprosjektet startes opp i 1987 med utprøving av desinfeksjonsmetoder i langtidsforsøk.

2. HENSIKTEN MED UNDERSØKELSEN

Hensikten med forprosjektet er å gi en oversikt over eksisterende desinfeksjonsteknologi i oppdrettsnæringen. Studien vil evaluere aktuelle metoder på bakgrunn av effekt på uønskede mikroorganismer, miljøeffekter, driftssikkerhet, vedlikeholdsbehov og kostnader. Vurderingene i denne studien vil også tjene som rettesnor i det videre arbeidet som skal utføres innen desinfeksjon av vann i oppdrettsnæringen. Dette arbeidet vil omfatte testing av de mest aktuelle metodene i praktisk bruk og i laboratorieforsøk for endelige anbefalinger og fastsetting av dimensjoneringstall. Undersøkelsen vil i første rekke fokusere på fiskeoppdrett som er den vanligste akvakulturformen i Norge. Likevel vil også andre former for akvakultur, som f.eks. oppdrett av krepsdyr og skjell i kontrollerbare anlegg, blir tatt hensyn til.

3. GENERELT

3.1. Terminologi

Desinfeksjon er en prosess for selektiv inaktivering av patogene mikroorganismer. Prosessen retter seg først og fremst mot virus, bakterier og parasitter som ikke danner sporer, og som derfor kan inaktiveres med forholdsvis milde metoder.

Sterilisasjon er en prosess for å drepe alle mikroorganismer, også de mer hardføre former som for eksempel sporer.

Mikroorganismer er en stor gruppe fritt-levende organismer som består av en enkel celle eller en enhet av celler. Organismene er så små at de må studeres gjennom mikroskop. Til gruppen mikroorganismer regnes bakterier, virus, protozoer og mange sopparter og alger.

LC₅₀ (lethal concentration) er den konsentrasjon av en toksisk forbindelse i vann som medfører at 50 % av forsøksorganismene dør i løpet av en gitt tidsperiode, som oftest 96 timer (4-d LC₅₀). Mellom dødsonen og optimalsonen vil organismene overleve, men en del energi brukes til å motstå "miljøpresset". Denne sonen kalles toleransesone.

3.2. Hvorfor desinfeksjon

Desinfeksjon av vann er en velkjent prosess for inaktivering av patogene (sykdomsfremkallende) mikroorganismer i drikkevann og prosessvann. Også kommunalt avløpsvann blir i enkelte tilfeller desinfisert før utslipp til resipient. Dette for å hindre spredning av mikroorganismer til f.eks. drikkevannskilder og områder for bading nedstrøms.

Desinfeksjon av vann i forbindelse med oppdrett av akvatiske organismer er forholdsvis ny teknologi, hovedsakelig basert på erfaringer fra kommunalteknikken.

Imidlertid har enkelte systemer for redusering av mikrobetallet i østers og andre skjell vært i bruk lenge. Dogson (1928) fant at oppbevaring av skjell i sterilt vann før salg og konsum var en effektiv metode for å inaktivere patogene mikroorganismer og derved helsefaren for mennesker.

Ultraviolet stråling, ozonering og klorering er mye brukt for sterilisering av sjøvann for å oppbevare skjell i før salg (Kelly 1961, Wood 1961).

Moderne oppdrett er innrettet mot å produsere mest mulig biomasse pr. volumeenhet. Dette fører til kronisk stress hos oppdrettsorganismene og gode vilkår for mikroorganismer i oppdrettskarene. Stor tetthet og stress gjør at oppdrettsdyrene er spesielt utsatt for sykdom. Ved desinfeksjon av friskvannet reduseres antallet mikroorganismer tilført anlegget og derved også faren for sykdomsutbrudd.

Ved siden av å ha effekt på et bredt spekter av mikroorganismer for å holde nede kimtallet i oppdrettsmiljøet, ønskes også inaktivering av spesifikke fiskepatogene mikroorganismer. I det følgende er listet de mest vanlige uønskede mikroorganismer i norske oppdrettsanlegg:

<u>Bakterier:</u>	<u>Vibrio anguillarum</u>	-	vibriose
	<u>Aeromonas salmonicida</u>	-	furunkulose
	<u>Renibacterium salmoniarum</u>	-	BKD
	<u>Flexibakterier</u>	-	gjellebetennelse
	<u>Aeromonas, Pseudomonas,</u>		
	<u>Flexibacter</u>	-	finneråte
	<u>Yersina ruckeri</u>	-	"red mouth disease", ERM
<u>Virus:</u>	IPN-virus (IPNV)	-	infeksiøs pancreasnekrose
	IHN-virus (IHNV)	-	infeksiøs hematopoietic nekrose

<u>Parasitter:</u>	<u>Lepeophteirus salmonis</u>	-	lakselus
	<u>Gyrodactylus salaris</u>		
	<u>Ichthyobodo necatrix</u>	-	"costia"
	<u>Diplosomum spathaceum</u>	-	øyenikter
	<u>Myxosoma cerebralis</u>	-	dreisyke
	<u>Ichthyophthirius multifiliis</u>	-	hvitprikksyke
	<u>Eubothrium sp.</u>	-	bendelorm
	<u>Trichodina sp.</u>		
	<u>Ceratomyxa shasta</u>		

Erfaringer viser at sporedannende bakterier, virus og enkelte parasitter er vanskelig å inaktivere ved desinfeksjon. Ved desinfeksjon i oppdrettsanlegg har det vist seg at blant de fiskepatogene mikroorganismene er IPN-viruset det mest motstandsdyktige. Nødvendig dosestyrke og eksponeringstid for inaktivering av dette kan derfor brukes som veiledende tall ved dimensjonering av desinfeksjonsenheter når man setter krav til inaktivering av alle fiskepatogene organismer.

3.3. Hva er optimal desinfeksjon

Det er registrert tilfeller som tyder på at sterilisering av vannet til oppdrettsorganismer i perioder av livssyklusen ikke er heldig. Straub (1975), rapporterer at frisk fisk som ble overført fra sterilt vann til vann med naturlig innhold av mikroorganismer hadde 100 % dødelighet innen kort tid. Noe tilsvarende er registrert for nybefruktede østersegg i sjøvann (Brown, 1981). Årsaken kan være at oppdrettsorganismene ikke får anledning til å bygge opp sitt immunforsvar mot naturlig forekommende mikroorganismer når de lever i et totalt sterilt miljø.

Disse undersøkelsene kan tyde på at det ikke er optimalt å sterilisere vannet i oppdrettsanlegg, men å redusere antallet av mikroorganismer, spesielt de fiskepatogene.

Dersom man ønsker å garantere mot smittespredning fra anlegg og karantenestasjoner kreves fullstendig utryddelse av fiskepatogene organismer i avløpsvannet.

I enkelte tilfeller, for eksempel ved inntak av sjøvann for bufring av ferskvann i settefiskanlegg, er formålet å inaktivere et spesielt patogen. Det er da vesentlig å kjenne dette patogenets følsomhet og dimensjonere desinfeksjonshenheten deretter.

4. EVALUERINGSKRITERIER

Desinfeksjon i forbindelse med oppdrett vil i første rekke være aktuelt i landbaserte anlegg og flytende anlegg som har kontrollert vanntilførsel. Åpne mæranlegg vil ikke kunne beskyttes mot patogene mikroorganismer fra miljøet.

4.1. Vannkvalitet og desinfeksjon

Effekt av desinfisering er nøye korrelert til vannkvalitet for alle kjente metoder. Innen kommunalteknikken blir vannkvaliteten og eventuell forbehandling av vannet nøye vurdert før desinfeksjonsmetode blir valgt og dimensjonert. Manglende evne til å vektlegge vannkvalitet som parameter for valg av metode og dimensjoneringstill innen oppdrettsnæringen har gitt driftsproblemer og miskreditt til enkelte desinfeksjonsmetoder.

Turbiditet, innholdet av løst og partikulært organisk materiale, pH og temperatur er vannkvalitetsparametre av betydning.

Temperatur

Som tidligere nevnt vil desinfeksjonshastigheten være avhengig av temperatur. Ved ekstreme temperaturer vil mikroorganismer være mer sensitive for desinfeksjonsmiddelet og derfor lettere å inaktivere. Temperatur vil også innvirke på reaksjonshastigheten i enkelte trinn som er involvert i desinfeksjonsprosessen. Diffusjonshastigheten av desinfeksjonsmiddelet gjennom celleveggen, og kjemiske reaksjoner med celle-enzymmer, vil være temperaturavhengig.

pH

De fleste mikroorganismer inaktiveres ved ekstreme pH-verdier (pH < 3 eller > 11). Ved verdier i nærheten av disse, vil organismenes motstandskraft være nedsatt, slik at desinfeksjon er lettere å utføre.

Turbiditet

Høy turbiditet vil øke mikroorganismenes sjanse til å overleve når kjemiske forbindelser eller bestråling benyttes som desinfeksjonsmiddel. Dette fordi organismer vil innbakes i partikler og derved beskyttes mot overflateaktive desinfektanter. Ved bruk av UV-bestråling kan "skyggeeffekten" beskytte mikroorganismene ved at partikler hindrer UV-lyset å nå organismene.

Le Chevallier et al. (1981), viste at effekten ved desinfeksjon med klor av drikkevann var negativt korrelert med turbiditet. Dette skyldes at bakterier omringet av partikulært materiale ble beskyttet mot desinfeksjonsmiddelet. Partikkelfjerning før desinfisering kan være påkrevet.

Organisk materiale

Av flere grunner vil løst organisk materiale ha innvirkning på desinfeksjonseffekten (Weber, 1972):

- desinfeksjonsmiddelet kan reagere med oppløste forbindelser og danne komplekser som er lite effektive
- desinfeksjonsmiddel kan oksydere organiske forbindelser og derved miste sin desinfiserende effekt.

4.2. Vanntyper i oppdrettsanlegg

Grovt sett kan man dele vanntypene i oppdrettsanlegg i tre grupper etter kvalitet og spesielle krav som blir satt til desinfeksjonsmetode. Denne studien vil søke å gi anbefalinger om hvilke metoder som egner seg best for hver enkelt vanntype.

Friskvann

Dette er vann som tilføres anlegget fra omgivelsene, enten ved pumping eller selvføll. Avhengig av kvaliteten på råvannet gjennomgår vannet en behandling før det når oppdrettsorganismene. Dersom

desinfisering benyttes, er dette gjerne en av de siste enhetsprosene. Kvalitetsmessig er derfor vannet godt når desinfisering foregår. Lave verdier for turbiditet, organisk stoff, fargetall, nærings-salter og kimtall karakteriserer ofte friskvann. Friskvann kan være ferskvann, brakkvann eller sjøvann. Ved bruk av sjøvann risikerer man introduksjon av patogene mikroorganismer fra det marine miljø. Spesielt har Vibrio anguillarum ført til store tap i norske settefiskanlegg. Furunkulosebakterien Aeromonas salmonicida kan også bli et problem dersom en ikke klarer å utrydde sykdommen som ble innført fra Skottland i 1985. Ved siden av å redusere det totale antall mikrober i friskvannet, bør derfor desinfeksjonsmetoden som benyttes ha en dokumentert effekt på fiskepatogene organismer innenfor normalt doseringsområdet.

Restkonsentrasjoner av desinfeksjonsmiddelet og eventuelle giftige reaksjonsprodukter må ikke overstige aksepterte toksisitetsgrenser inkludert klare sikkerhetsmarginer. Rensing eller avdriving av restkomponenter og reaksjonsprodukter kan være nødvendig før vannet ledes til oppdrettskarene.

Resirkulert vann

Resirkulering av vann er aktuelt for å redusere mengden friskvann og for sparing av energi der oppvarming benyttes. For å hindre oppkonsentrering av mikroorganismer i oppdrettskarene er desinfeksjon i de fleste tilfeller nødvendig. Man vil også få en akkumulasjon av andre forurensningskomponenter i vann som resirkuleres. Ideelt sett bør rensetiltakene være så gode at vannkvaliteten ikke skaper problemer for effektiv desinfisering. I praksis viser det seg imidlertid at man får høyt innhold av løst og partikulært organisk stoff som nedsetter desinfeksjonseffekten. Dette bør tas hensyn til ved valg av metode og fastsettelse av dosekrav. For resirkulert vann gjelder de samme begrensningene som for friskvann med hensyn til restkonsentrasjoner av desinfeksjonsmiddelet og eventuelle reaksjonsprodukter.

Avløpsvann

Desinfeksjon av avløpsvann kan være aktuelt for å hindre overføring av patogene mikroorganismer til viltlevende fisk og andre oppdrettsanlegg i nærrområdene. Kvaliteten på avløpsvannet vil normalt være dårlig med høyt innhold av partikler, spesielt i perioder når oppdrettskarene rengjøres. Metoden bør derfor være robust overfor variasjoner i vannkvalitet. Effekten av restkonsentrasjoner og reaksjonsprodukter på naturlige akvatiske organismer i resipienten bør vurderes i hvert enkelt tilfelle. Konsentrasjonene i avløpsvannet vil normalt kunne være høyere enn i vann internt i anlegget da uttynning og avdriving i resipienten vil redusere eventuelle skadevirkninger. Dekomponering av tilførte kjemikalier/antibiotika anses som en gunstig bieffekt.

4.3. Generelle krav

Ved siden av de spesielle krav som er forbundet med vanntype, stilles følgende generelle krav til metoden:

- Metoden må være driftssikker. Driftstans kan føre til inntak av fiskepatogene organismer og store økonomiske tap.
- Investerings- og driftskostnadene må ligge på et akseptabelt nivå. Det må ikke være så komplisert å drive enheten at det kreves omfattende opplæring og erfaring. Investeringskostnader og årlige driftskostnader må stå i forhold til oppdrettsanleggets inntjeningsevne.
- Desinfeksjon må ikke medføre yrkeshygienisk risiko for personell tilknyttet virksomheten. Dersom eksponering til kjemikalier representerer helsefare, må det være mulig med enkle tiltak for beskyttelse.
- Uønskede miljøeffekter må ikke forekomme. Dette gjelder effekter i luft og vann, i og utenfor anlegget.

5. AKTUELLE DESINFEKSJONSMETODER

Denne litteraturstudien vil i første rekke ta for seg metoder for desinfeksjon som har vist seg egnet ved praktisk bruk i oppdrettssammenheng. Desinfeksjonsmetoder som vil bli inngående omtalt her er bruk av følgende midler:

- klor
- ozon
- UV-bestråling
- fotozon
- varme.

I tillegg til disse finnes en rekke andre fysiske og kjemiske behandlingsmetoder for å ødelegge eller å holde tilbake mikroorganismer i vann. Her kan nevnes:

- andre former for bestråling (gamma, røntgen, microwave)
- andre kjemiske forbindelser
- ultralyd
- filtrering
- adsorpsjon.

Alternative metoder kan vise seg anvendelige i tilfeller hvor forholdene ligger til rette, f.eks. ved filtrering av friskvann i strandsonen. Kombinasjon av metoder har også vist seg svært interessant, her kan nevnes ultralyd/ozon og filtrering/UV som eksempler. Slike muligheter vil bli vurdert i den videre tekst.

6. KLOR

Bruk av klor og klorforbindelser er den vanligste form for desinfisering av drikkevann og kommunalt avløpsvann. Fordi klor også er toksisk for høyerestående akvatiske organismer er bruken begrenset i oppdrettsnæringen.

Klor blir nesten utelukkende produsert ved anodisk oksydasjon av natriumklorid i vann. Innen vannbehandling tilsettes klor som gass (Cl_2 eller ClO_2) eller i væskeform som natriumhypokloritt, NaOCl , klorert kalk, $\text{CaCl}(\text{OCl})$, eller kalsiumhypokloritt, $\text{Ca}(\text{OCl}_2)$.

6.1. Egenskaper og struktur

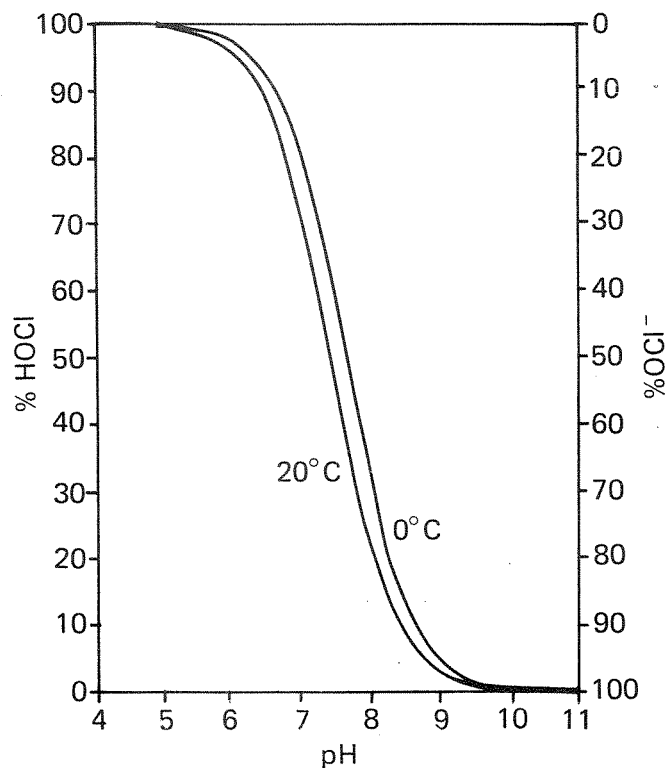
Klor i konsentrert form (løsning eller gass) er svært oksyderende og reaktivt, spesielt overfor organisk materiale. Klor er giftig for mennesker og angriper raskt slimhinner. Riktig oppbevaring og håndtering av klor er derfor viktig for driftspersonalets sikkerhet. Temperaturer over 52°C må ikke forekomme dersom klorgass lagres under trykk. Transport av klor er også betenkelig i tilfelle ulykker.

6.2. Klor i vann

I vann vil klorgass hydrolyseres etter følgende likevekt:



HOCl , er mer effektiv enn OCl^- som desinfeksjonsmiddel. Ved lav pH vil likevekten være skjøvet mot venstre slik at mesteparten (av kloreten) foreligger som HOCl og effekten på mikroorganismer øker. Figur 1 viser denne likevekten.



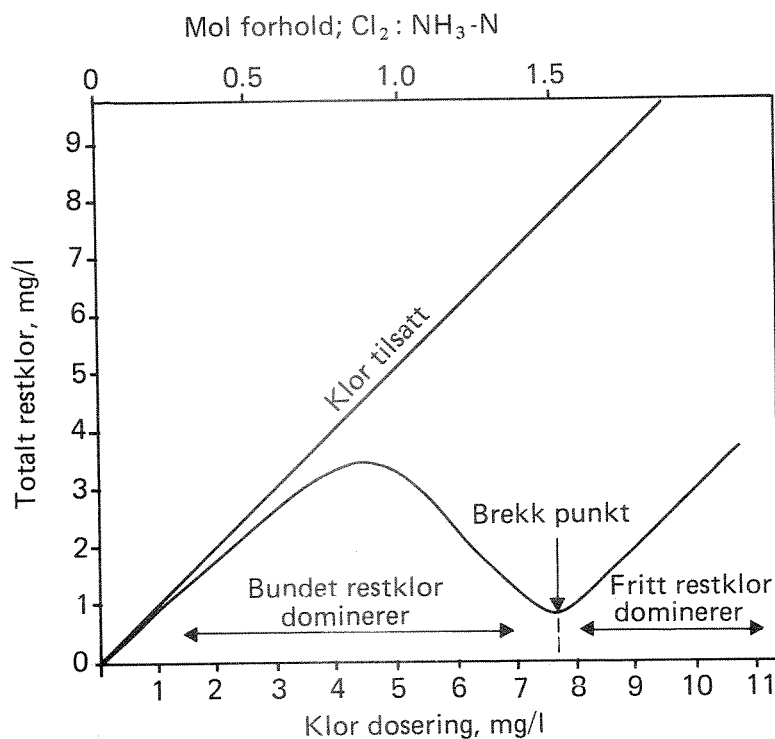
Figur 1. Andel HOCl og OCl⁻ ved varierende pH.

Fritt restklor er summen av HOCl og OCl⁻. Ammoniakk, NH₃, og ammonium, NH₄⁺, vil være representert i avløpsvann og resirkulert vann i oppdrettsanlegg. Fordelingen mellom NH₃ og NH₄⁺ er pH avhengig ifølge likevekten:



pH i oppdrettsanlegg vil normalt være under 7, slik at mesteparten foreligger som NH₄⁺. NH₄⁺ vil reagere med klor til bundet restklor som kan være mono,- di,- eller triklorammin. Totalt restklor er summen av fritt og bundet restklor. Ved desinfeksjon av drikkevann ønsker man vanligvis en konsentrasjon av totalt restklor for vedvarende desinfeksjonseffekt i ledningsnett.

Ved desinfeksjon av vann med høyt innhold av organisk stoff (phenoler, aminosyrer, karbohydrater og protein) vil disse forbindelsene forbruke klor og derved redusere effekten av restklor. Figur 2 viser brekkpunktcurve for klorering av vann.



Figur 2. Brekkpunktcurve for klorering av vann.

Mellom punkt A og B formes mono- og dikloraminer. Fra B til C forbrukes restklor ved oksidasjonsprosesser med nitrogen- og organiske forbindelser. Punkt C er brekkpunktet der man igjen får en økning i restklorkonsentrasjonen. Ved eventuell desinfeksjon av avløpsvann og resirkulert vann med klor i oppdrettsanlegg må man regne med forholdsvis høyt klorforbruk for å overstige brekkpunktet på grunn av høyt innhold av oksyderbare forbindelser.

Reaksjonsmønsteret til klor i sjøvann er komplisert og ennå ikke helt klarlagt. Imidlertid er noe arbeid gjort når det gjelder å bestemme kontakt-tid, klorforbruk, restklor og klordose for klorering av sjøvann (Scriaman og Viswanathan, 1977). Hypokloritt vil reagere med brom og danne HOBr og OBr⁻ som også er oksydanter med desinfiserende virkning.



På grunn av klorets giftvirkning på oppdrettsorganismer, må klorert vann før bruk i oppdrettsammenheng. Dette kan gjøres ved bruk av svoveldioksyd, natriumsulfitt, natriumtiosulfat eller aktivt granulert karbon.

6.3. Toksisitet

Som tidligere nevnt er bruken av klor som desinfeksjonsmiddel i oppdrettsnæringen begrenset på grunn av sin toksiske effekt på oppdrettsorganismene. Klorert avløpsvann fra anlegget kan også påføre villfisk i resipienten skader.

Totalt restklor, altså summen av fritt restklor (HOCl og OCl^-) og bundet restklor (kloraminer) regnes som de giftige formene av klor. Med benevnelsen "klor" i denne rapport menes totalt restklor dersom ikke annet er nevnt.

Av norske undersøkelser var Grande (1966) tidlig ute med å påvise giftigheten av klor på yngel av laks. En konsentrasjon på 0,1 mg Cl_2 /l virket dreptende på yngelen i løpet av 2 dager ved pH 6,4.

Siden er det gjort en mengde undersøkelser som klart viser klorets toksiske effekt selv ved svært lave konsentrasjoner. Uten å gå inn på de enkelte undersøkelsene vil vi her vise til tidligere litteraturstudier som er gjort på dette feltet. Rosenthal (1981) lister opp og kommenterer en rekke arbeider om sammenhengen mellom klorkonsentrasjoner i vann og dødelighet hos fisk og andre akvatiske organismer. Brungs (1973) viser til amerikanske undersøkelser som er gjort på det samme feltet. Klorkonsentrasjoner, eksponeringstid og effekt er registrert for en rekke kaldtvanns- og varmtvannsarter. Han konkluderer med at kontinuerlige klorkonsentrasjoner lavere enn 0,002 mg/l ikke vil skade de fleste akvatiske organismer, laks og ørret inkludert. Eksponering til 0,04 mg/l for en periode på 2 timer pr. dag vil ikke skade laks og ørret. Videre trekkes følgende slutninger:

- Ørret og laks er mer sensitive for klor enn varmtvannsfisk og snegl.

- Kroniske effekter på vekst og reproduksjon opptrer ved mye lavere konsentrasjoner enn akutt dødelige konsentrasjoner.
- Deklorinering med natriumbisulfat, natriumtiosulfat og svoveldioksyd reduserer eller eliminerer toksisiteten. Filtrering i aktivkull reduserer restklor effektivt.

EIFAC (1973) viser en omfattende litteraturoversikt, og gir følgende konklusjoner:

- Hypokloritt og kloraminer er giftige for akvatiske organismer.
- Anbefalt maksimalverdi for oppdrett av laksefisk i bløtt vann er 0,003 mg/l som HOCl.
- Letalt nivå for klor er redusert ved reduksjon av oppløst oksygen, liten endring ved økende salinitet opp til 50 % sjøvann. Det foreligger lite informasjon om effekten av endret pH, temperatur og hardhet.
- Voksen fisk er mer motstandsdyktig enn yngel.

Basert på disse konklusjonene har EIFAC foreslått en øvre grense på 0,004 mg HOCl/l for klor-konsentrasjon i vann til oppdrett av akvatiske organismer.

U.S. Environmental Protection Agency (1976) har anbefalt at "sikker" restklor-konsentrasjon i miljøet ikke bør overskride 0,01 mg/l for å beskytte viltlevende akvatiske organismer.

6.4. Effekt av klor på mikroorganismer

Dokumentasjon på klors desinfiserende virkning i drikkevann - og avløpsvann - behandling er svært god. En omfattende studie av kjemiske og mikrobielle aspekter ved desinfisering av drikkevann med bruk av klor, ozon, klordioksyd, jod, brom, høy pH, hydrogenperoksyd, stråling, permanganat, sølv og UV-bestråling ble utført av

the National Academy of Science (1979). Denne undersøkelsen konkluderte med at klor, ozon og klordioksyd var de metodene som kom nærmest det ideelle desinfeksjonsmiddel.

En kanadisk undersøkelse (EPS, 1978) sammenliknet ozon og klor som aktuelle desinfeksjonsmidler for avløpsvann fra 3 foredlingsbedrifter for fjærfe. Undersøkelsen konkluderer med at ingen av desinfeksjonsmidlene eliminerte salmonella-bakterier. Klorering ble valgt som beste alternativ for desinfisering da denne metoden krevde lavere konsentrasjoner og kortere kontakt-tid. Klorholdig avløpsvann måtte dekloreres med 5 mg/l svoveldioksyd for å unngå effekter på fisk. Selv med dekloreringsutstyr inkludert, viste det seg at klorering var langt mer økonomisk enn ozonering. Driftskostnadene inkludert nedskrivninger var for ozonering 0,04 kr/m³ og for klorering 0,01 kr/m³. Kostnadene er basert på valutakurser pr. 19. februar 1987.

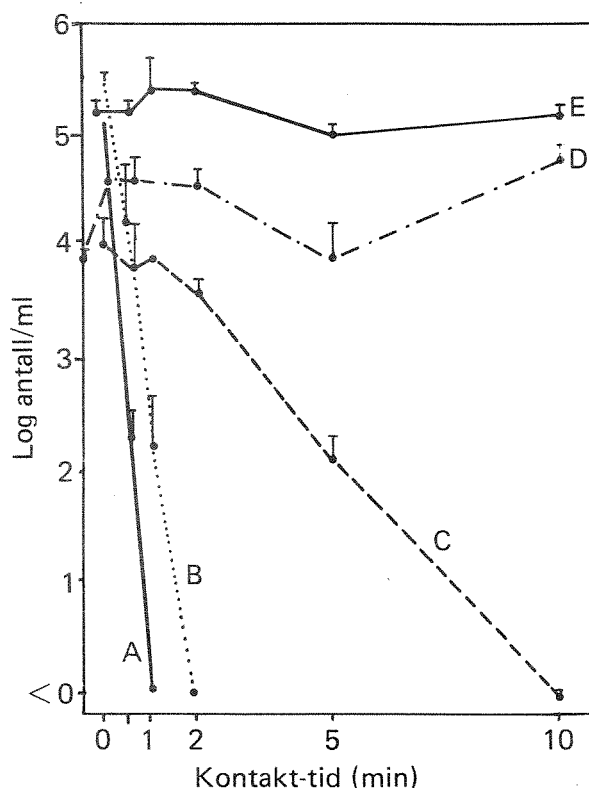
Haas (1980), gir en litteraturoversikt over aktuelle desinfeksjonsmetoder uten å trekke konklusjoner. Problemer med klorering som metode blir dokumentert i denne oversikten, bl.a. nedsatt effekt på grunn av partikler i vannet og dannelse av trihalometaner (potensielle kreftfremkallere) i vann som inneholder hydrokarboner.

I forbindelse med oppdrett er det gjennomført få undersøkelser. Oppbevaring av muslinger og østers i vann som er klorert og senere deklorert for å redusere mikrobetallet før salg er rapportert. Ledo et al. (1983), viste at oppbevaring av blåskjell (Mytilus Edulis) i vann som var desinfisert med 3 ppm klor reduserte antall fekale koliforme i skjellet med 90 % etter 48 timer. Vannet var deklorert ved lufting før skjellene ble satt i. I vann uten klortilsetning var reduksjonen 63 %.

Dupree (1979) tar for seg forskjellige metoder for å kontrollere fiske-sykdommer i oppdrettsanlegg. Han fremhever at bruk av klor er risikofyllt. Nødvendig kontakttid for å inaktivere mål-organismen, samt fjerning av restklor er viktig. Enkelte reduserende forbindelser som natriumtiosulfat og natriumsulfitt vil fjerne hypokloritt, men ikke kloraminer som også er giftige for fisk. Lufting ansees ikke som tilstrekkelig etterbehandling. Aktivt karbon kan redusere totalt restklor (hypokloritt og kloraminer) til akseptabelt nivå.

Wedemeyer og Nelson (1977) rapporterte at klor hadde liten effekt på bakteriene Yersina rucherii og Aeromonas salmonicida ved 0,01 mg/l i destillert vann med 10 minutters kontakttid. En restklordose på 0,05 mg/l var nødvendig for å eliminere bakteriene i løpet av 10 minutter. Effekten av desinfeksjon ved bruk av klor endret seg med vannets hardhet. I bløtt vann (30 mg/l som CaCO₃) ble begge bakteriene inaktivert ved 0,1 mg/l etter 1 minutt, mens i hardt vann (120 mg/l som CaCO₃) var 0,2 mg/l nødvendig for å inaktivere Aeromonas salmonicida. Forsøk med inaktivering av virus med klor, viste at IPNV var mer resistent enn IHN. En restklorkonsentrasjon på 0,1 mg/l i destillert vann inaktiverte IHN ved 30 sekunder, mens 60 sekunder var nødvendig for å inaktivere IPNV (Wedemeyer et al., 1978). Figur 3 viser IPNV inaktivering med klor. I bløtt innsjøvann, var IHN eliminert innen 5 minutter ved 0,5 mg/l, mens 10 minutter var nødvendig i hardt vann. For IPNV var 0,2 mg/l i 10 minutter tilstrekkelig i bløtt vann, mens ingen effekt ble observert på IPNV ved denne dosen i hardt vann. 0,7 mg/l inaktiverte IPNV i hardt vann innen 2 minutter.

Sanders & Freyer (1972) rapporterte at Microfloc filtrering og klorering med etterfølgende deklorering i filter av granulert aktiv karbon effektivt inaktiverte parasitten Ceratomyxa shasta. Klorkonsentrasjonene var i området 2,2 til 5,3 ppm i forsøket.



Figur 3. IPNV inaktivering med klor. A, 0,1 mg/l i destillert vann, B, 0,7 mg/l i hardt vann, C og D, 0,2 mg/l i mykt og hardt vann, E, kontroll, 10⁰C (Wedemeyer et al., 1978).

6.5. Kostnader og driftsettersyn

Utstyret som kreves for dosering av klor i væskeform (natriumhypokloritt) er forholdsvis enkelt og rimelig i anskaffelse. For dosering av klor i gassform er utstyret mer komplisert og kostbart. I tillegg vil basseng for riktig kontakttid fordyre anlegget. Inntil 10 minutters kontakttid synes nødvendig for inaktivering av virus (Wedemeyer et al., 1978).

Deklorering kan være påkrevd ved bruk av klor som desinfeksjonsmiddel. Dette vil øke kostnadene ytterligere. EPS (1978) anslo kostnadene for klorering/deklorering med svoveldioksyd, av 4.500 m³/d med 45 minutter oppholdstid og 10 mg klor/liter å være 0,06 kr/m³. Nedskrivning av kapital var inkludert. Ozon ble vurdert som 4 ganger

så kostbart. Clark (1981) gjorde en kost-nytte vurdering for desinfisering av drikkevann. Ekvivalente doser ble estimert til 2 mg/l for klor, 1 mg/l for klordioksyd og 1 mg/l for ozon. For behandling av 38.000 m³/d inkludert kontaktor var kapital pluss driftskostnader 0,03 kr/m³ for både klor, klordioksyd og ozon. Fjerning av desinfeksjonsmiddelet var ikke inkludert i denne undersøkelsen. Kostnadene er basert på valutakurser 19. februar 1987.

Undersøkelsen konkluderte med at selv om kostnadene var ganske like, ville klor være det rimeligste desinfeksjonsmidlet. Kombinasjonen filtrering og desinfeksjon viste seg å være en økonomisk og teknisk god løsning. Man bør merke seg at deklorering ikke var inkludert.

Driftstilsyn for dosering og registrering av restklor er forholdsvis enkelt. Restklorkonsentrasjonen bør overvåkes kontinuerlig med alarm for overskridelse av grenseverdi dersom dette medfører fare. Lagring av natriumhypokloritt kan skape noe problemer, da holdbarheten er begrenset. Dersom deklorering må til, kan driftstilsyn og registrering av restklor bli tidkrevende og komplisert. Spesielt dersom aktivkarbon nyttes. Karbonet må regenereres/skiftes ut med jevne mellomrom.

7. OZON

Ozon har et svært høyt oksydasjonspotensiale, og har vist seg å være nyttig innen desinfeksjon av drikkevann og rensing av vann i svømmebasseng og avløpsvann. I resirkulasjonssystemer i akvarier, i karantenestasjoner, oppdrettsanlegg og i rensestasjoner for østers har ozonbehandling av vannet blitt vanlig.

7.1. Egenskaper og struktur

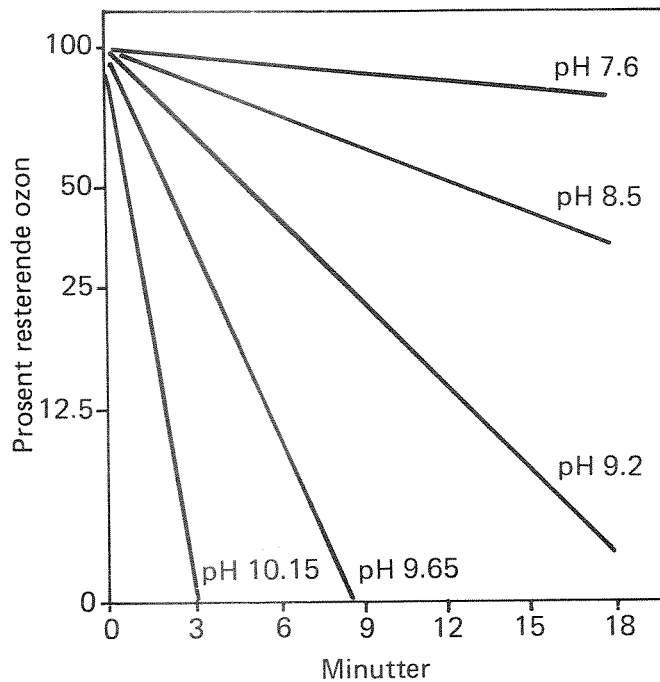
Ozon er en spesiell form av oksygen, sammensatt av tre oksygenatomer. Ozon kan genereres på to forskjellige måter, enten ved å la tørr luft passere gjennom et felt med stille el. utladning eller ved fotokjemiske reaksjoner ved UV-bestråling. Ved høyere temperaturer enn -112°C vil ozon (konsentrert form) være en fargeløs gass med liten stabilitet.

Ozon er giftig for mennesker. Eksponering til konsentrasjoner over 1,5 ppm vil forårsake irritasjon i slimhinner og lunger, samt hodepine. Ved slike konsentrasjoner vil man lett lukte gassen.

7.2. Ozon i vann

Løseligheten av ozon i vann er avhengig av temperatur og O_3 's partialtrykk i gassfasen. Ozons oksyderende evne gjør at det har dårlig stabilitet i vann og at restkonsentrasjoner er vanskelig å måle. Når ozon tilsettes vann vil en rekke reaksjonsprodukter dannes. Dekomponeringen av ozon avhenger i første rekke av pH og innhold av løst organisk materiale. Andre faktorer som temperatur, partikulært organisk materiale og ledningsevne vil også påvirke hastigheten. I vann med høy pH (som f.eks. i sjøvann) vil nedbrytningshastigheten være høyere enn i bløtt ferskvann.

Figur 4 viser nedbrytningshastigheten av ozon i vann ved forskjellig pH.



Figur 4. Nedbrytningshastigheten av ozon i vann ved forskjellig pH.

Ozons evne til å oksydere nitrogenholdige og organiske komponenter i oppdrettssammenheng er også interessant, spesielt i forbindelse med resirkulering. Følgende komponenter oksyderes til en viss grad:

Ammonium (NH_4). Honn og Chavin (1975) registrerte reduksjon av totalt ammonium ved bruk av ozon i resirkulering, mens Rosenthal (1981) hevdet at ammonium oksydasjon ved normal pH i ferskvann er en sakte, første ordens, reaksjon. Colberg og Ling (1978) fant at ammonium oksydasjon med ozon var ubetydelig ved pH 7,2, men påviste en 8 ganger og 16 ganger økning ved henholdsvis pH 8,2 og 9,3. Dette kan skyldes "stripping" av ammoniakk-gass ved forskyvelse av likevekten.

Nitritt (NO_2^-). Rosenthal et al. (1978) viste en rask, pH-uavhengig reduksjon av nitritt. 2-4 mg/l O_3 halverte nitritt-konsentrasjonen, mens høyere doser oksyderte nitritt fullstendig.

BOF, KOF, TOC. Rosenthal (1981) viste at ozon brøt ned komplekse organiske forbindelser til enklere, mer biodegraderbare komponenter. BOF-verdien økte ved ozonering.

Rosenthal et al. (1978) og Rosenthal (1981) peker også på andre fordeler ved bruk av ozon. Her kan nevnes:

- Systemer med resirkulering, kan oppnå større stabilitet
- Økning i oksygenmetning
- Reduksjon av fargetall
- Hjelper til å redusere kimtall og derved også faren for sykdomsutbrudd.

Faren for negative bieffekter ved ozonering av sjøvann nevnes, bl.a. dannelse av bromsyre og andre langlevende radikaler. Da organiske forbindelser og suspendert stoff nedsetter effekten av ozon, kan forbehandling av både sjøvann og ferskvann være nødvendig.

Crecelius (1979) registrerte at ozon i sjøvann oksyderer bromid (Br^-) til brom (Br_2) (hypobromsyre (BrOH) og hypobromid-ion (BrO^-)) og videre til bromat (BrO_3). Toksisitetstester av bromat viste ingen akutt giftighet. LC_{50} var flere hundre mg/l bromat for fisk og reker.

På grunn av ozonets giftighet for fisk er det viktig med lave restkonsentrasjoner når vannet når oppdrettskarene. Lufting eller filtrering i aktivt karbon er i de fleste tilfeller nødvendig.

7.3. Toksisitet

I likhet med klor er ozon giftig for oppdrettsorganismene. Rosenthal (1981) oppsummerer publiserte undersøkelser på ozonets toksiske virkning på akvatiske organismer. Ozonkonsentrasjoner fra 0,08 til 2 mg/l ga toksiske effekter på forsøksdyrene. Ollenschläger (1973) fant at regnbueørret som ble eksponert til en ozon-konsentrasjon på 0,024 mg/l reagerte med endringer i blodparametre. Dupree (1979) hevder at alt målbart ozon i oppdrettsanlegg er skadelig og bør unngås. Rosenlund (1974) rapporterte at regnbueørret døde ved konsentrasjoner på 0,01 til 0,06 mg O_3 /l. En annen test på kroniske

effekter (Wedemeyer et al., 1978) viste ingen forskjell mellom laks eksponert til 0,023 mg O₃/l i 3 måneder og den ozonfrie kontrollen. Ved 0,05 mg O₃/l var de patologiske endringene lik de man observerer hos fisk eksponert til klor. Wedemeyer et al. (1979) testet også akutt toksisitet for små regnbueørret (10-13 cm).

7.4. Effekt av ozon på mikroorganismer

En rekke undersøkelser dokumenterer ozons effekt på humanpatogene mikroorganismer. U.S. National Academy of Science (1979), Marklund (1986) og EPS, Canada (1978) har evaluert ozon som desinfeksjonsmiddel for drikkevann og avløpsvann basert på omfattende forsøk og litteraturstudier. Rosenthal (1981) har også med en litteraturoversikt som viser bruk av ozon for å desinfisere drikkevann og vann til svømmebasseng. Alle beskriver ozon som et effektivt desinfeksjonsmiddel. Ingen betydelige forskjeller mellom ozon og klor blir pekt på når det gjelder effekt på mikroorganismer, men egenskapen ved normalt ikke å reagere med andre forbindelser og danne giftige biprodukter anses som en fordel for ozon.

Maroni (1982) har utarbeidet en litteraturoversikt og gjort forsøk med UV-lys og ozon for desinfeksjon av vann til oppdrett av regnbueørret. Litteraturstudiet omfatter toksisk virkning av ozon på fisk og ozonets bruk som desinfeksjonsmiddel. Forsøkene konkluderer med at bruk av UV og ozon på sjøvann i gjennomstrømningsanlegg bedrer vekst og overlevelse av regnbueørret når det er vibriosmitte tilstede.

Williams et al. (1982) beskriver et anlegg som behandler resirkulert vann med ozon og biologiske filtre for å fjerne giftige produkter fra fiskens metabolisme. Systemet fungerte med større effekt enn hva som er rapportert for andre resirkuleringsystemer, og hadde utmerkede vekstforhold for regnbueørret.

Andre undersøkelser har vist ozonets effekt på spesifikke fiskepatogene mikroorganismer. Conrad et al. (1975) tilsatte rennende vann (22,7 l/min) inneholdende Flexibakter columnaris en mengde på 1 gr ozon pr. time. Ozon viste seg effektivt i å redusere antall bakterier (> 99 % red.) i vannet som var av god kvalitet, lavt innhold av organisk materiale og lav turbiditet.

Wedemeyer og Nelson (1977) viste i batch-forsøk (20°C) at 0,01 mg/l ozon i buffret destillert vann inaktiverte 10^3 celler/ml av ERM og Aeromonas salmonicida etter respektivt $\frac{1}{2}$ og 10 minutter. Forsøk med bløtt (30 mg/l som CaCO₃) og hardt (120 mg/l som CaCO₃) innsjøvann skapte problemer da det ikke var mulig å måle en stabil restkonsentrasjon. Det var derfor nødvendig med kontinuerlig ozondosering i forsøket uttrykt som milligram O₃ tilsatt pr. time pr. liter vann. 90 mg O₃/h/l var nødvendig for begge vanntypene for å inaktivere patogenene innen 10 minutter. A. salmonicida var noe vanskeligere å inaktivere i hardt enn bløtt vann ved 20 mg O₃/h/l.

Wedemeyer et al. (1978) gjorde batch-desinfeksjonsforsøk med IHNV og IPNV i ozonert, klorert og ubehandlet vann. I buffret, destillert vann var det nødvendig med en ozondose på 0,01 mg/l i 30 og 60 sek. for å inaktivere respektivt IHNV og IPNV. I hardt og bløtt innsjøvann måtte man operere med en kontinuerlig tilsetning på 70 mg O₃ pr. time pr. liter vann i 10 min. for å inaktivere IHNV. IPNV eliminerer i hardt vann krevde 90 mg/h/l i 10 min., men bare 30 sek. i bløtt vann. Forfatterene anbefaler en seriøs vurdering av ozon som middel for å kontrollere fiskesykdommer.

Colberg og Ling (1978) studerte ozons potensiale som desinfeksjonsmiddel for friskvann og resirkulert vann. Større enn 99 % dødelighet hos A. salmonicida, A. liquefaciens, P. fluorescens og Y. ruckeri ble registrert innen 60 sek. når disse ble eksponert til ozondoser på mellom 0,1 til 1,0 mg O₃/l. Sporer av Bacillus polymyxa overlevde 0,1 mg O₃/l i 10 minutter.

Austin (1983) undersøkte effekten av å desinfisere avløpsvann fra et laboratorium for fiskesykdommer med ozon. Konsentrasjonen ble variert fra 0,1 til 1,0 mg/l O₃. En kontakttid på 4 min. ble opprettholdt. R. salmoniarum, V. anguillarum og A. salmonicida overlevde ikke eksponering til 0,1 mg/l i 4 min. Imidlertid ble arter som Aeromonas hydrophila og Pseudomonas fluorescens funnet igjen i avløpsvannet etter ozonbehandling.

7.5. Kostnader og driftsettersyn

Som for de fleste desinfeksjonsmetoder vil forbehandling være nødvendig dersom råvannskvaliteten er dårlig. Hovedkomponentene som kreves er ozongenerator, reaksjonskammer og karbonfilter.

Kapitalkostnadene for et anlegg ved Greifensee i Zürich var totalt på 1,3 mill. NOK (Straub, 1975). Dette behandler $24 \text{ m}^3/\text{time}$ og er et helautomatisk trykksystem inkludert sandfilter som forbehandling. Driftskostnadene ved dette anlegget var minimale og begrenset seg til ukentlig ettersyn med sporadisk supplering av karbon som blir forbrukt. Alt karbonet blir skiftet etter 1 års bruk.

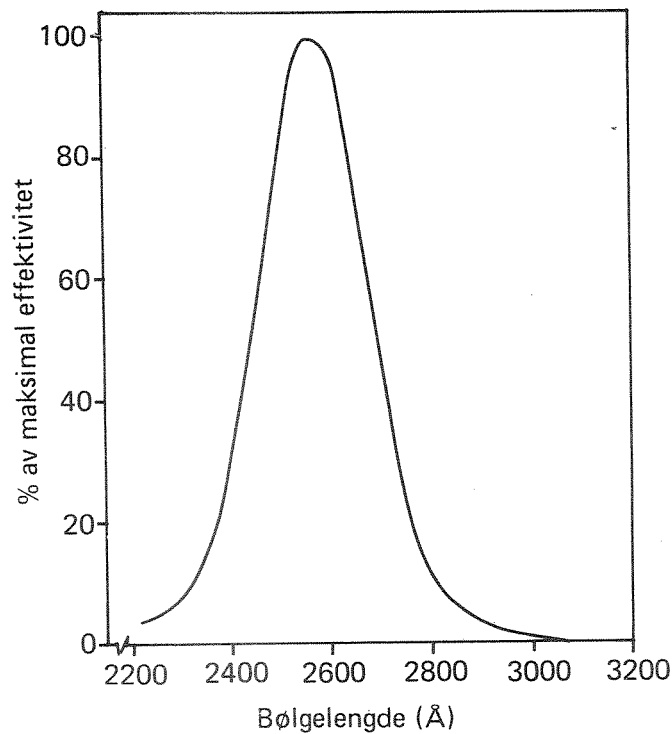
Et anlegg for behandling av en vannmengde på $3,5 \text{ m}^3/\text{min.}$ med god kvalitet (1 mg SS/l , $5 \text{ mg KMnO}_4/\text{l}$) vil beløpe seg til ca. kr 800.000 NOK i kapitalkostnader. Dette inkluderer ikke forbehandling og deozonering i aktivkullfilter. Det er svært viktig at restozonmengden overvåkes nøye. Denne kan registreres indirekte ved å måle redokspotensialet.

8. UV-BESTRÅLING

Ultraviolet lys har blitt mye brukt for desinfisering av drikkevann, avløpsvann, vann til store akvarier og innen oppdrettsnæringen. UV-bestråling er den mest utbredte metoden for desinfisering av vann i oppdrettsanlegg her i landet.

8.1. Egenskaper og struktur

Ultraviolet lys er biologisk mest aktivt i området 1900 til 3000 Å (figur 5). Rosenthal (1981) hevder at UV-lys er mest effektivt mot patogene mikroorganismer mindre enn 15 µm, men UV har også inaktivert protozoer større enn 15 µm.



Figur 5. Baktericid effekt av UV som funksjon av bølgelengde.

UV-lys destruerer DNA molekylet i mikroorganismene, noe som fører til inaktivering og død.

Av de UV-lampene som benyttes idag er det to hovedtyper, høytrykks- og lavtrykkskvikksøvlamper. Lavtrykkslampene er mest økonomiske, fordi en større del av effekten transmitteres i den bølgelengde som er mest effektiv for desinfeksjon av vann (Krog Andvik, 1977).

UV-anlegg dimensjoneres etter nødvendig UV-dose for å inaktivere mål-organismene. UV-dosen uttrykkes vanligvis som mikrowattsekund pr. kvadratcentimeter ($\mu\text{WS}/\text{cm}^2$).

UV-lampenes effekt reduseres noe med driftstid, og bør skiftes årvisst.

8.2. UV-lys i vann

Ultraviolet lys er i stand til å trenge dypt ned i destillert vann, men oppløste og suspenderte materialer (organiske eller uorganiske) kan redusere evnen til å penetrere vannet betraktelig. Rosenthal (1981) hevder at UV-lys bare vil trenge noen centimeter ned i sjøvann. Før dimensjonering av UV-anlegg er det av største betydning at man kjenner vannets UV-transmisjon (dvs. UV-strålenes penetrasjonsevne) ved bølgelengde 253,7 nm. For dimensjonering av UV-anlegg til drikkevann krever Statens institutt for folkehelse (1982) minst 4 målinger av UV-transmisjon spredt over året dersom vannkilden er en innsjø, og månedlige målinger over 1 år dersom kilden er en elv. Det er også viktig at man tar hensyn til redusert effekt med økende driftstid og beleggdannelse på rør og kvartsglass.

Wardell et al. (1986) hevdet at sjøvann må ha en UV-transmissjon på $> 90\%$ og inneholde $< 0,2$ mg/l jern dersom UV-bestråling skal være effektivt. Ved bruk av doser på 110.000-329.500 $\mu\text{WS}/\text{cm}^2$ viste man 100 % inaktivering av sulfatreduserende bakterier med opprinnelige konsentrasjoner på 10^4 celler pr. milliliter. Heterotrofe bakterier var mer resistente (82-95 % inaktivering).

8.3. Toksisitet

Ved UV-bestråling av vann er det ikke rapportert om dannelse av forbindelser som er skadelige for oppdrettsorganismer.

8.4. Effekt av UV-lys på mikroorganismer

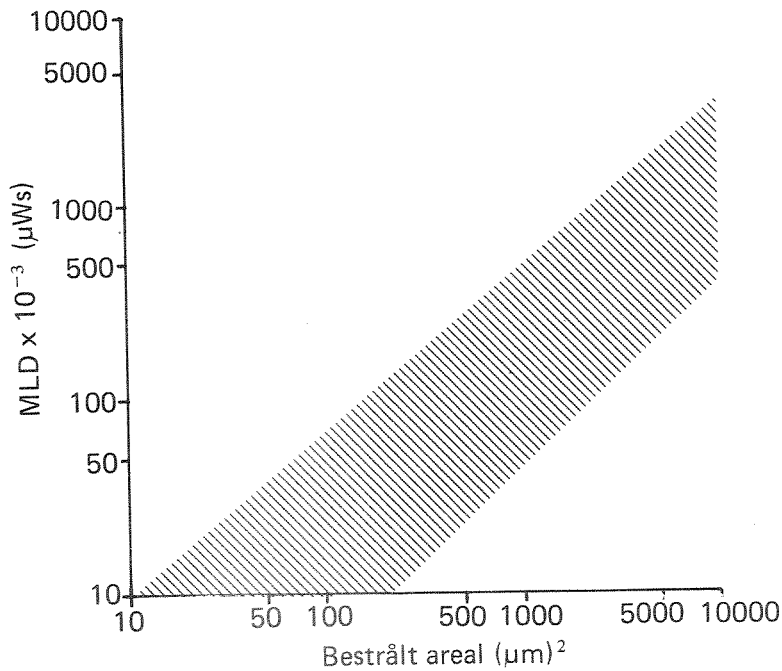
Den desinfiserende effekten av UV-lys på humanpatogene mikroorganismer er vel dokumentert gjennom en rekke undersøkelser. Litteraturoversikter er gjort av Haas (1980), Marklund (1986).

Det foreligger også mye informasjon om UV-lys virkning på fiskepatogene mikroorganismer. Hoffmann (1974) undersøkte effektiviteten av UV-lys for å hindre angrep av Myxosoma cerebralis på regnbueørret. Han gjennomgikk det meste av tilgjengelig litteratur om effekt av UV på fiskeparasitter og andre organismer. Fra de innsamlede data var det tydelig at virkningen av UV var avhengig av størrelse på mikroorganismene. Imidlertid ville en dose på 35.000 $\mu\text{WS}/\text{cm}^2$ inaktivere A. salmonicida, Myxosoma cerebralis, Saprolegnia sp. og små Trichodina sp. En litteraturgjennomgang av Sanders og Fryer (1972), konkluderer med at for å eliminere Ceratomyxa shasta i oppdrettsanlegg, krevdes filtrering før UV-dosering.

Andre litteraturoversikter er gjort av Rosenthal (1980), Maroni (1982) og Dupree (1979). Dupree konkluderer med at UV er et effektivt middel for å desinfisere vann i oppdrettsanlegg, forutsatt at turbiditeten ikke er for høy. Kimura et al. (1976) oppnådde 99,99 % reduksjon av V. anguillarum, P. fluorescens, A. punctata, A. hydrophila og A. salmonicida ved vannmengde 8,5 l/min og 23.100 $\mu\text{WS}/\text{cm}^2$. Bullock og Stuckey (1977) viste at filtrering (25 nm) av rent drikkevann eller vann med turbiditet på 4 JTU etterfulgt av UV-dose på 4.500 $\mu\text{WS}/\text{cm}^2$ ga 99,33-100 % reduksjon av A. salmonicida, A. hydrophila, V. anguillarum, P. fluorescens og Y. ruckeri.

UV-bestråling av ufiltrert vann som inneholdt suspenderte partikler var mindre effektivt. Filtrering etterfulgt av en UV-dose på 13.100 $\mu\text{WS}/\text{cm}^2$ forhindret overføring av furunkulose.

Spotte (1979) har laget en oversikt over publisert litteratur om UV-behandling. Han utviklet en metode for å finne minimum letal dose (MLD) korrelert til størrelsen på mikroorganismen. Figur 6 viser dosestyrke i forhold til overflaten på mikroorganismen. Øverste grense gjelder for de mest UV-resistente organismene.



Figur 6. Minimum letal UV-dose (MLD) som funksjon av mikroorganismens prosjekterte overflateareal.

Brown (1981) isolerte to typer *Vibrio* bakterier fra en skjellfarm. UV-dosen som ble brukt i dette forsøket (ikke oppgitt) eliminerte effektivt type 2, men ikke type 1. Type 1 var fullstendig inaktivert rett etter bestrålingen, men noen celler var reaktivert etter 24 timer.

Brown (1979) desinfiserte filtrert sjøvann inneholdende 10^5 østerspatogene bakterier pr. ml med UV-doser i området 93.312-155.520 $\mu\text{WS}/\text{cm}^2$. Desinfisert vann og normalt sjøvann ble brukt for kultivering av befruktede østersegg. Data fra forsøket viste større sjanse for sykdomsutbrudd i ikke desinfisert vann.

Spotte og Buck (1981) studerte effekten av UV-desinfeksjon for å redusere bakterier og gjærsopp i et lukket saltvannsakvarium for marine pattedyr. UV-bestråling senket bakterietallet (> 75 % reduksjon) mellom innløp og utløp av UV-enheten.

Bakterieantallet i andre deler av bassenget ble målt like høye som ved innløp til UV-enheten. Det ble konkludert med at UV-bestråling er lite effektivt for desinfeksjon av vann i akvarier med marine pattedyr, bl.a. på grunn av manglende restvirkning.

Sako og Sorimachi (1985) studerte effekten av å UV-bestråle IPNV, IHNV, OMV i vann og celle suspensjoner av A. salmonicida, V. anguillarum og V. ordalii. For å redusere antallet med 99,9 % var dosene henholdsvis $1,5-2,0 \times 10^5 \mu\text{WS}/\text{cm}^2$ for IPNV, $2,0 \times 10^3$ for IHNV og $1,4 \times 10^3$ for OMV. For bakteriene var tallene henholdsvis $3,4 \times 10^3$ for A. salmonicida, $2,9 \times 10^3$ for V. anguillarum og $5,5 \times 10^3 \mu\text{WS}/\text{cm}^2$ for V. ordalu. Alle patogener, unntatt IPNV, var lite resistente for UV-bestråling. Sopp (Saprolegnia sp.) var meget resistent for UV-behandling.

8.5. Kostnader og driftsettersyn

Utstyret som kreves for UV-desinfisering er forholdsvis enkelt og rimelig dersom forbehandling er unødvendig. UV-enheten tåler store trykk, og kan derfor monteres direkte på trykkledningen. Et automatisk anlegg bør inkludere UV-intensitetsmåler, timeteller, signallamper for UV-strålerørene og ekstern alarm.

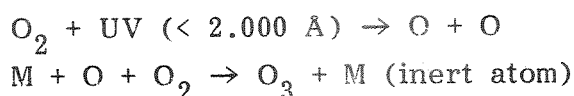
Investeringskostnadene for et anlegg for å behandle $130 \text{ m}^3/\text{time}$ med UV-transmisjon på 85 % i 100 mm kyvette beløper seg til ca. 100.000 NOK. Anleggets energiforbruk vil være 830 W. Totale kostnader med avskrivninger over 10 år vil være ca. kr 0,02 pr. m^3 behandlet vann. Denne kostnaden er svært avhengig av om kvartsglassene som sitter utenpå UV-strålerørene må rengjøres ofte p.g.a. begroing, som kan være et problem i oppdrettssammenheng. Kvartsglassene kan rengjøres med kjemikalier eller mekanisk. Mekanisk rensing synes å være best egnet. Ved siden av rengjøringen må UV-lampene skiftes etter ca. 7.000 driftstimer.

9 FOTOZON

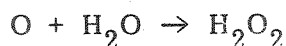
I dette litteraturstudiet vil fotozon bli brukt som en fellesbetegnelse for systemer som benytter UV for generering av ozon og tilhørende radikaler. Fotozon-gass kan benyttes som eneste desinfeksjonsmiddel eller i kombinasjon med UV-bestråling. Kombinasjon er en fordel da man ved bruk av fotozon alene må tilsette vannet så store doser at problemer med deozonering oppstår. Dersom vannet først UV-bestråles, og så tilsettes UV-generert ozon (fotozon) vil man kunne operere med lavere fotozon konsentrasjoner. UV-lys kan både generere ozon og initiere dekomponering av ozon.

9.1. Egenskaper og struktur

Dersom luft bestråles med ultraviolet lys med bølgelengde mindre enn 2.000 Å kan ozon produseres. Dette er den mekanismen som dominerer ved produksjon av ozon i atmosfæren.

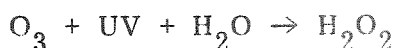


Dersom fuktig luft blir UV-bestrålt, blir hydrogenperoksyd i tillegg til ozon dannet. Når denne gassen blandes inn i væske kan andre reaksjonsprodukter dannes enn når rent ozon bli benyttet.



Dette kan forklare observasjoner om at ozon generert ved fotolyse har andre egenskaper enn vanlig ozon. Produksjon av ozon ved denne metoden har i den senere tid vist lovende resultater for behandling av vann da utstyret er enkelt og krever lite tilsyn.

UV-lys kan også initiere dekomponering av ozon. Peyton og Glaze (1985) har vist at UV-lys og ozon i vann danner hydrogenperoksyd.



Hydrogenperoksyd kan igjen initiere dekomponering av ozon og dannelse av radikaler som er sterkere oksidanter enn ozon i seg selv.

Da Kidd et al. (1985) eksponerte en fuktig luftstrøm til en spesiell designet lampe som produserte UV-lys med en bølgelengde på 180 nm ble det dannet en spesiell ozon-gass. Gassen inneholdt noe vanlig ozon og radikaler.

Fotozon	Oksydasjonspotensiale, volt
Hydroksyl (OH^-)	2.80
Atomært oksygen (O_1)	2.42
Ozon (O_3^-)	2.07
Hydrogen peroksyd (H_2O_2)	1.77
Hydrogendioksyd (HO_2)	1.70
Molekylært oksygen (O_2)	1.23

9.2. Fotozon i vann

Det foreligger lite data angående vannkvalitetens innvirkning på effekten av fotozon og fotozonets reaksjonsmekanismer i vann.

Da fotozon er sterkt oksyderende må man regne med at liknende reaksjoner som for ozon skjer i vann. Kidd et al. (1985) observerte endringer i vannkvalitetsparametre i et anlegg for "chinook" laks når resirkuleringsvannet ble eksponert til forskjellige blandinger av luft og fotozon. Mengder på 0,15 l/min (90 % luft, 10 % fotozon), 0,75 l/min (50 % luft og 50 % fotozon) og 1,5 l/min (100 % fotozon) ble blandet inn i resirkulert vann (4 l/min). Hver av doseringene ble kjørt i 2 uker i parallell med en kontroll som ble tilført luft. Følgende parametre ble målt og kommentert:

Turbiditet:

Liten reduksjon ved fotozon-behandling.

pH og konduktivitet:

Noe høyere verdier ble registrert i forsøkskaret i forhold til kontrollen.

KOF:

Liten forskjell var registrert ved lav fotozoninnblanding. Markert reduksjon ble observert ved 0,75 l/min.

NO₃-NO₂-NH₃:

NO₂ og NH₃ hadde tilsvarende reaksjonsmønster som for KOF. Noe økning i NO₃ ble registrert i forsøkskaret i forhold til kontrollen.

Oksygen:

Høye og varierende konsentrasjoner ble observert i begge karene. Ingen signifikant forskjell.

9.3. Toksisitet

Svært få data er publisert når det gjelder fotozons effekt på akvatiske organismer. Da radikalene som dannes er ofte sterkere oksydasjonsmidler enn ozonet selv, vil det være tilrådelig å redusere restkonsentrasjonene til ikke målbare konsentrasjoner. Faren for dannelse av bromsyre og langlevende radikaler ved fotozonering av sjøvann vil være tilstede.

Smith og Dryer (1980) rapporterte at en fotozonmengde på 15 l/min innblandet i vann produserte 30 % dødelighet hos regnbueørret i løpet av 72 timer. De konkluderte med at alvorlig gjelledestruksjon hos ørreten ville bli en klart begrensende faktor for fotozons bruk i fiskeoppdrett. Kidd et al. (1985) konkluderte i sin studie med at det eksisterer et sikkert fotozon-konsentrasjon intervall hvor bakterier blir inaktivert og fisken trives. De mente også at det kreves mer forskning for å bestemme dette intervallet. Denne undersøkelsen refereres under avsnitt 9.4.

9.4. Effekt av fotozon på mikroorganismer

Maroni (1982) undersøkte effekten av kombinert bruk av UV-lys og ozon på friskvann til oppdrett av regnbueørret. Desinfeksjonsapparatene som ble benyttet var "UVOZ 2" og UVOZ 320" fra Modus A/B i Sverige. Kimtallet ble sterk redusert ved bruk av UVOZ 2 (ferskvann) og UVOZ 320 (saltvann). Ved behandling av 16 l saltvann/min i UVOZ 320 ble antall *Vibrio*-lignende bakterier redusert med minst 99,8 %. Det ble observert liten innvirkning på vekst og overlevelse av rogn og yngel av regnbueørret i ferskvann. I sjøvann førte behandlingen til bedre vekst og overlevelse når det var vibriosmitte tilstede.

Kidd et al. (1985) undersøkte virkningen av å fotozonbehandle vann i et lukket resirkuleringssystem på overlevelse av yngel av chinooklaks (*Oncorhynchus tshawytscha*). Det ble rapportert opptil 60 % reduksjon i kimtall ved laveste fotozon-tilsats. Større dødelighet av smolt ble observert i kontrollen enn i fotozonbehandlet vann. Forsøket ble kjørt med varierende fotozontilsats, fra 0,15 l/min (90 % luft, 10 % fotozon) til 1,5 l/min (100 % fotozon) tilsatt den resirkulerte vannmengden på 4 l/min.

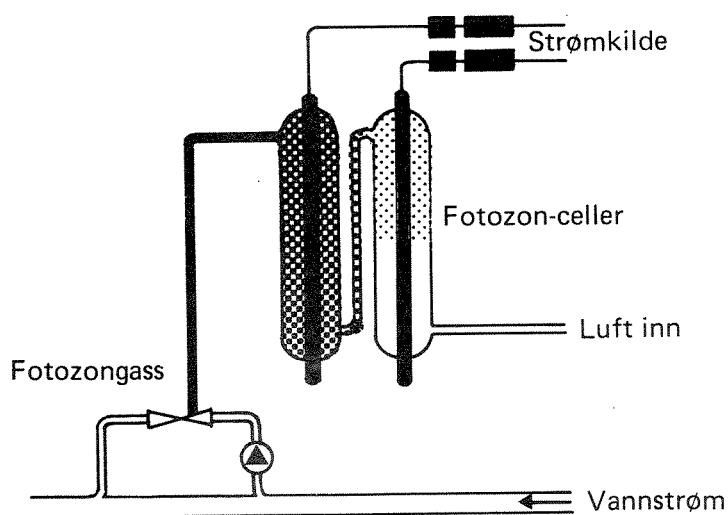
Sako og Sorimachi (1985) studerte effekten av å bruke kombinert UV-ozon behandling for inaktivering av fiskepatogene virus og bakterier. IPNV var resistent ved en vannstrøm på 3 l/min gjennom desinfeksjonsenheten ($161.600 \mu\text{WS}/\text{cm}^2$ + ozon) mens IHNV og OMV ble 100 % inaktivert ved 15 l/min ($32.300 \mu\text{WS}/\text{cm}^2$) ved bare UV. A. salmonicida, V. anguillarum og V. ordali ble eliminert ved 25 l/min ($19.400 \mu\text{WS}/\text{cm}^2$ + ozon).

Fra norske oppdrettsanlegg er det rapportert om varierende resultat ved bruk av fotozon. Ved Fjordlaks A/S i Tafjord hvor en Aquazon-generator AZ-190 ble brukt for desinfisering av sjøvann (200-300 l/min) ble det ikke meldt om vibrioseutbrudd i perioden 1983-1985, bortsett fra et utbrudd i oktober 1985. På samme anlegg ble det installert en AZ-290 for desinfisering av 1.000 l/min sjøvann. Resultater fra prøvetaking viste 3/4 reduksjon i kimtall før og etter enheten. Antall hemolytiske bakterier ble redusert til det halve. Det

ble påpekt at gassens kontakttid med vannet i dette tilfelle var kort (10 sek.) da man normalt anbefaler 2-4 min (Kjøstolsen, 1986).

9.5. Kostnader og driftsettersyn

Dimensjonering av fotozonanlegg vil være avhengig av vannkvalitet, og krav til desinfeksjonseffekt. Utstyret består av fotozon-celler hvor luft blir eksponert til UV-lys. Fotozon gassen blandes vanligvis inn ved hjelp av en Venturi-injektor i en delstrøm. Venturi-injektoren suger da luften gjennom fotozon-cellene. Figur 7 viser dette prinsippet.



Figur 7. Prosesskjema for fotozontilsetning.

Doseringen kan kontrolleres og styres ved hjelp av redoks.-måler nedstrøms blandingspunktet med hovedvannstrømmen.

Ifølge leverandør (Water Management a/s, 1987) vil kostnadene for fotozon-behandling av vann avhengig av vannmengde og krav til desinfeksjonseffekt. For desinfisering av sjøvannstilsetning (100 l/min) vil prisen være 0,14 kr/m³ og for desinfeksjon/hindring av begroing av vann i resirkuleringsanlegg (3500 l/min) vil koste 0,02 kr/m³. Totale kostnader med avskrivning over 10 år og 12 % rente p.a. er lagt til grunn for beregningene. Energikostnadene for generering av fotozon vil være noe høyere enn for ozon generert i en tradisjonell ozongenerator.

Man bør være oppmerksom på at restkonsentrasjoner kan være giftig for fisk. Ved høye doseringer kan defotozoner være aktuelt.

Driftstilsyn vil begrense seg til periodisk ettersyn av lamper og at rør- og slangeforbindelser er tette. UV-lampene byttes normalt ut etter 9.000 driftstimer som registreres på timeteller.

10. VARME

Fisk er vekselvarme dyr, det vil si at kroppstemperaturen ligger nær omgivelsestemperaturen, vanntemperaturen. Det er grunn til å tro at de bakterier som skaper problemer hos kaldtvannsfisk har et lavere temperaturoptimum for vekst enn for eksempel patogener hos pattedyr og varmekjære vekselvarme organismer. Trolig er nødvendig temperatur for inaktivering av psykrofile ("kuldeelskende") bakterier lavere enn for humanpatogene.

Forsøk ved NIVA tyder på at en kan oppnå 99,99 % inaktivering av Vibrio anguillarum ved 5 minutter eksponering ved 45°C og ved 2 min. eksponering ved 47,5°C.

Dette kan være interessant i settefiskanlegg hvor en allikevel varmer opp vannet, f.eks. ved startfôring. De ekstra kostnadene ved desinfeksjon av en mindre vannmengde sjøvann til bufring vil da bli små.

NIVA prøver for tiden ut en desinfeksjonsenhet som bygger på prinsippet varmeinaktivering av patogene mikroorganismer i sjøvann.

11. SAMMENLIKNING AV METODER

Valg av desinfeksjonsmetode vil som tidligere påpekt avhenge av faktorer som vannkvalitet, tiltenkt desinfeksjonseffekt, type mikroorganismer som skal inaktiveres, faren for toksiske restkonsentrasjoner, reaksjonsprodukter og kostnader. Vi vil i det følgende sammenlikne en rekke punkt som er avgjørende for valg av desinfeksjonsmetode og angi dimensjoneringsstall for inaktivering av IPN-virus og typiske fiskepatogene bakterier. Tabell 1 sammenlikner de forskjellige metoders anvendbarhet under varierende forhold.

Tabellen viser at de kjemiske desinfeksjonsmidlene med sterk oksyderende virkning (klor, ozon, fotozon) er svært avhengig av vannkvalitet for å ha en god desinfiserende effekt. UV-bestråling er i første rekke sårbar overfor turbiditet og farge. Forbehandling i form av partikkelfjerning er derfor svært aktuelt for disse metodene. Ved normale doser og kontakttid er ozonbehandling trolig den mest effektive metoden for å inaktivere alle typer mikroorganismer ifølge tilgjengelig litteratur, med klor som en god nummer to. UV-bestråling er rapportert å ha noe dårlig effekt på store mikroorganismer (Sako og Sorimachi, 1985). De få rapporter som er lagt frem angående fotozonets desinfiserende effekt, viser forholdsvis lave tall for prosentvis inaktivering. Dette kan skyldes at man bevisst har lagt seg på en lav dosering for å unngå etterfølgende fjerning av fotozon.

Tabell 2 viser dimensjoneringsstall som er samlet i denne litteraturogennomgangen, ved besøk på anlegg og kontakt med produsenter av utstyr. Det er umulig å angi allmengyldige verdier for dosestyrke og kontakt-tid, da det er store variasjoner mellom de rapporterte undersøkelsene. Vannkvaliteten har en avgjørende rolle i fastsettelse av dimensjoneringsstall. F.eks. rapporterte Wedemeyer et al. (1978) at det var mye lettere å inaktivere fiskepatogene virus og bakterier i bløtt vann enn i hardt vann. Derfor gjelder tallene i tabellen bare for den vannkvalitet og de organismene som står oppgitt.

Tabell 1. Egenskaper til de forskjellige desinfeksjonsmidler.

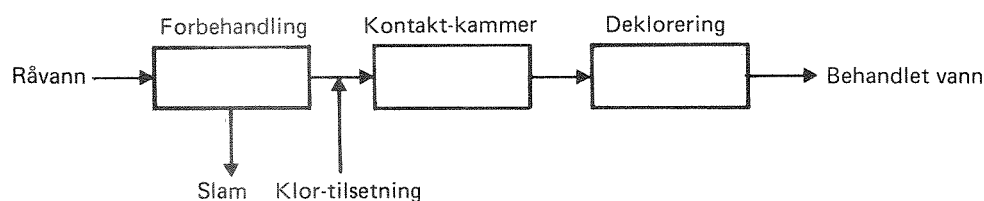
	Klor	Ozon	UV	Fotozon	Varme
Vannkvalitetens inn- virkning på desin- fiserende effekt					
- temperatur	Mye	Mye	Lite	Mye	
- turbiditet	Mye	Mye	Mye	Mye	Lite
- pH	Noe	Lite	Lite	Lite	Lite
- oksyderbart materiale	Mye	Mye	Noe	Mye	Lite
Desinfiserende effekt	God	God	Middels	Middels	Middels
Etterbehandling	Mye	Mye	Ingen	Noe	Lite
Toksiske restkonsentra- sjoner	Noe	Noe	Ingen	Noe	Ingen
Giftighet for mennesker	Mye	Mye	Ingen	Noe	Ingen
Korrosjon	Mye	Mye	Ingen	Noe	Lite
Vedlikehold	Noe	Noe	Noe	Lite	Lite
Installasjon	Stor	Stor	Enkel	Middels	Stor
Investeringskostnader	Middels	Høye	Lave	Lave	Høye
Driftskostnader	Middels	Middels	Lave	Middels	Høye

Tabell 2. Aktuelle for- og etterbehandlingsmetoder og dimensjoneringsstall i relasjon til vannkvalitet og målorganisme for de mest aktuelle desinfeksjonsmetodene.

	Klor	Ozon	UV	Fotozon	Varme
Aktuell forbehandling	Partikkelfjerning	Partikkelfjerning	Partikkelfjerning	Partikkelfjerning	Ingen
Dose og kontaktid for inaktivering av fiskepatogene virus og bakterier i vann	0,2 mg/l - 10 min. (Wedemeyer et al. 1978)	0,56-1,0 mg/l 1-5 min. (Wedemeyer et al., 1977, 1978 Colberg & Ling, 1978, Austin, 1983)	200.000 ₂ µWS/cm ² (Sako og Sorimachi, 1985)		45°C - 5 min. 47°C - 2 min.
Vannkvalitet	Bløtt ferskvann (30 mg/l CaCO ₃) Turbiditet < 3 JTU)	Bløtt ferskvann Lav turbiditet	Lav turbiditet ferskvann		Sjøvann
Organisme	IPNV 99,99 % inaktivering	Flere	IPNV 99,9 % inaktivering		Vibrio anguillarum 99,99 % inaktivering
Aktuell etterbeh.	Aktivkull Svoveldioksyd Natriumsulfitt Natriumtiosulfat	Aktivkull Lufting	Ingen	Aktivkull Lufting	Utnytte energien i varmeveksler Lufting

Klorering er en effektiv metode for raskt å inaktivere de fleste bakterier. Lengre kontaktid og høyere dose er nødvendig for å drepe virus og parasitter. Partikkelfjerning er nødvendig som forbehandling dersom råvannet inneholder turbiditet. Klor reagerer med oppløst organisk materiale og danner kloraminer, trihalometaner og andre klorerte forbindelser. Både klor og reaksjonsproduktene er giftige for fisk og må derfor fjernes i aktivkarbonfilter eller kjemisk før vannet brukes. Reaksjonsproduktene adsorberes i karbonet. Hyppig regenerering eller utskifting av karbon kan derfor være nødvendig. Svikt i dekloreringsystemet kan få alvorlige følger med store økonomiske tap. Store kontaktvolumer og store karbonfiltre for deklorering er nødvendig i oppdrettssammenheng. Dette gjør at investerings- og driftskostnader blir høye dersom deklorering er påkrevd.

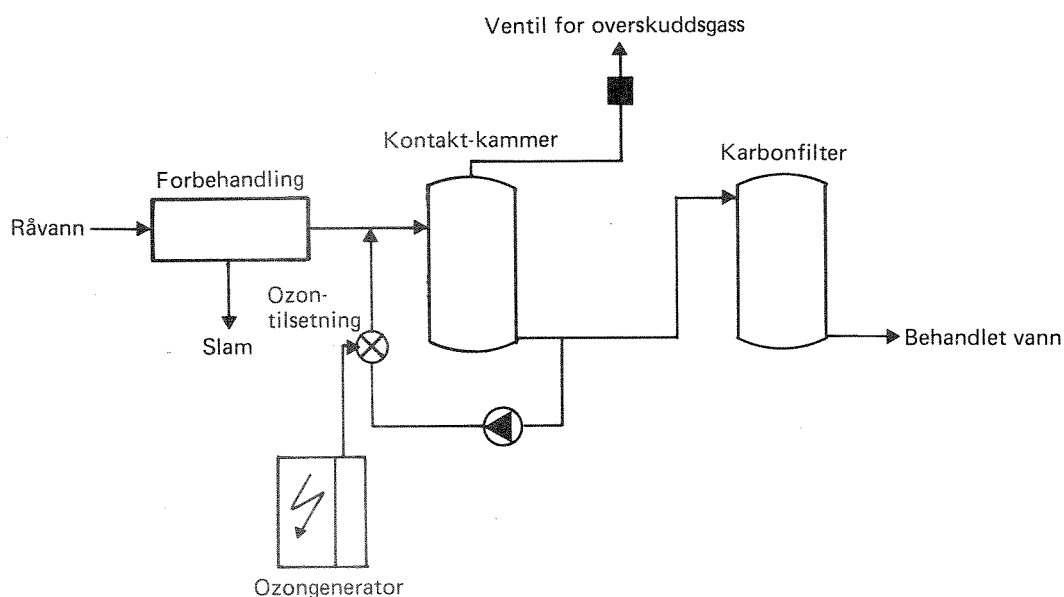
Av de grunner som her er nevnt anbefales ikke bruk av klor for desinfisering av friskvann og resirkulert vann. Klorering av avløpsvann fra tradisjonelle oppdrettsanlegg, karantenestasjoner, forskningsstasjoner og veterinærlaboratorier kan være aktuelt dersom smittefare er tilstede. Ved utslipp til innlandsresipienter kan deklorering være påkrevd da klor og klorerte forbindelser kan ha lang levetid og representere en fare for villlevende organismer og mennesker. Figur 8 viser flytskjema for klorering av avløpsvann.



Figur 8. Flytskjema for klorering/deklorering av avløpsvann fra oppdrettsanlegg. Forbehandling er avhengig av råvannskvalitet. Behovet for deklorering vurderes i forhold til resipienten.

Ozon er et svært effektivt desinfeksjonsmiddel. Det dreper virus og bakterier raskt. Større parasitter er også ømfintlige for ozon. Partikkelfjerning er nødvendig som forbehandling av vann med høy turbiditet. Oksyderbare forbindelser skaper et ozon-forbruk, men det er ikke rapportert om dannelse av andre toksiske forbindelser enn ozonet selv med tilhørende radikaler ved ozonering av ferskvann. Ozon kan ha positive effekter på vannkvalitet ved siden av den desinfiserende virkning. Ved ozonering av sjøvann kan det dannes bromsyre og langlevende radikaler som kan være uheldig for oppdrettsorganismer. På grunn av ozonets akutte giftighet på oppdrettsorganismer må restozon fjernes. Aktivkarbon fjerner effektivt ozon, selv ved høy belastning på filtersengen og liten karbondybde. Ozon adsorberes ikke på karbonet, men reagerer med og forbruker dette. Nytt karbon må derfor suppleres med jevne mellomrom. Ozonanlegg er lite utbredt i tradisjonelle oppdrettsanlegg, først og fremst på grunn av høye investeringskostnader og faren for restozon. Erfaringer fra anlegg i utlandet viser at ozonering av friskvann til oppdrett av ørret er et godt alternativ dersom vannmengdene er forholdsvis små. Investeringskostnadene er høye, men driftskostnadene små dersom anlegget gjøres helautomatisk. Ozon anses å ha et potensiale som desinfeksjon - og vannforbedrende middel både for friskvann, resirkulert vann og avløpsvann. Ozonering av friskvann kan være aktuelt dersom man er redd for å få patogene mikroorganismer inn i anlegget fra villfisk eller fisk i oppdrettsanlegg oppstrøms. Friskvannsmengden bør begrenses så mye som mulig for å holde investeringskostnadene nede. Partikkelfjerning kan være nødvendig som forbehandling, mens karbonfiltrering som etterbehandling er påkrevd. Ozonering av resirkulert vann kan være fordelaktig som vannforbedringsmetode sammen med annen behandling for å unngå akkumulering av løste forbindelser og mikroorganismer. I anlegg med høy resirkuleringsgrad bør man installere biologiske filtre i tillegg til partikkelfjerning før ozonering. Dette for å redusere ozonforbrukende organiske forbindelser og fordi oksydasjon av ammonium ofte er påkrevd ved resirkulering. Oksygeninnholdet vil også kunne økes ved ozonering. Deozonering med aktivkullfilter er nødvendig. Det kan være aktuelt å ozonere avløpsvann fra oppdrettsanlegg av samme grunner som for klorering. Partikkelfjerning er påkrevd før ozon-tilsetning.

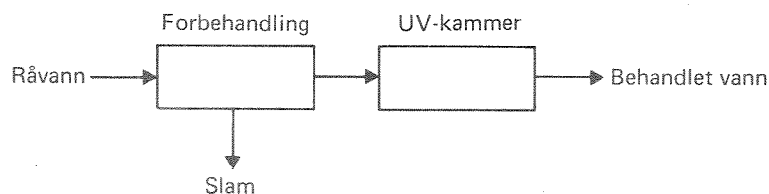
Da ozonet brytes ned i vann forholdsvis hurtig, vil deozonering være unødvendig for de aller fleste resipienter. Figur 9 viser aktuelle behandlingstrinn ved ozonering av friskvann, resirkulert vann og avløpsvann.



Figur 9. Flytskjema for ozonering/deozonering av friskvann, resirkulert vann og avløpsvann. Nødvendigheten av forbehandling vurderes i forhold til råvannskvalitet.

UV-bestråling inaktiverer effektivt de fleste bakterier og virus forutsatt lav turbiditet i vannet. Sako og Sorimachis undersøkelser (1985) viste at IPN-viruset var spesielt vanskelig å inaktivere, doser på $200.000 \mu\text{WS}/\text{cm}^2$ var nødvendig for 99,9 % reduksjon i antall. Disse og andre forfattere (Rosenthal 1981, Spotte 1979) hevder at større mikroorganismer krever større doser. Store parasitter krever ofte svært høye doser for effektiv inaktivering. UV-bestråling blir mye brukt på norske anlegg for beskyttelse mot spesifikke fiskepatogene bakterier (f.eks. Vibrio anguillarum) eller for å begrense totalkim i resirkuleringsanlegg. UV-behandling har sin store fordel

fremfor konkurrerende metoder fordi det ikke dannes giftige reaksjonsprodukter og restkonsentrasjoner. Anleggene er lette å installere, tar liten plass og er enkle å operere. Vedlikehold begrenser seg til rengjøring av kvartsglassrør og bytte av lamper. Problemer med tilstrekkelig rengjøring er rapportert fra norske anlegg. UV-bestråling krever forholdsvis lave investerings- og driftskostnader dersom UV-transmisjonen (avhengig av turbiditet og fargetall) på råvannet er god. Elektrisitet er en løpende kostnad. Partikkelfjerning er den mest aktuelle forbehandling. UV-behandling vil være særlig aktuelt for friskvann og resirkulert vann da man unngår kostbar etterbehandling for å eliminere restkonsentrasjoner. Avløpsvann kan også UV-desinfiseres etter partikkelfjerning. Figur 10 viser flytskjema for behandling av de tre aktuelle vanntyper i oppdrettsanlegg.



Figur 10. Flytskjema for UV-desinfisering av friskvann, resirkulert vann og avløpsvann. Forbehandling vurderes i forhold til råvannskvalitet.

Fotozon-desinfisering er en ny metode for inaktivering av mikroorganismer. Det som foreligger av dokumentasjon på fotozonets effekt på mikroorganismer viser tildels lave tall for prosentvis reduksjon. Dette kan skyldes at man fra leverandørens side har vært redd for å benytte for høy dosering da man er usikker på toksisiteten av fotozon på oppdrettsorganismene. Rapporterte undersøkelser viser at fotozon kan være giftig for fisk (Smith & Dreyer, 1980). Det er fra norske leverandører ikke anbefalt etterbehandling for reduksjon av fotozon før vannet når oppdrettskarene.

Da fotozon er sterkt oksyderende, vil oksyderbare forbindelser i råvannet forbruke fotozon. Det er ikke rapportert om dannelse av andre toksiske reaksjonsprodukter. Høyt partikkelinnhold vil sannsynligvis nedsette desinfeksjonseffekten, slik at partikkelfjerning er en aktuell behandling av vannet før fotozonering. Med de tallene for mikroorganisme-reduksjon som er rapportert for fotozonbehandlet vann, er effekten tvilsom dersom man ønsker å forhindre en spesifikk mikroorganisme å infisere anlegget (f.eks. desinfisering av sjøvann m.h.t. V. anguillarum). På resirkulert vann kan bruk av fotozon ha positive effekter ved å holde nede det generelle mikrobetall og ha enkelte vannforbedrende effekter. Installasjonen er forholdsvis enkel, lite plasskrevende og økonomisk, forutsatt at man ikke trenger etterfølgende behandling av vannet for reduksjon av fotozon. Driftskostnader begrenser seg til overvåking av redoks-potensialet, skifting av UV-lamper og elektrisitetskostnader.

Varme-desinfeksjon er også en forholdsvis ny metode innen oppdrettsnæringen. Metoden kan være effektiv, forutsatt at man operer med høy nok temperatur og tilstrekkelig eksponeringstid. Varmedesinfeksjon er mest aktuell for små vannmengder (sjøvannstilsetning) og på steder hvor man har spillvarme tilgjengelig. Energien i det varme, desinfiserte vannet brukes internt i anlegget.

12. KONKLUSJON

Desinfeksjon av vann i forbindelse med landbaserte oppdrettsanlegg kan være ønskelig av 3 grunner.

1. Hindre inntak av patogene mikroorganismer
2. Hindre akkumulasjon av mikroorganismer i resirkuleringsanlegg
3. Hindre smittespredning.

Dette gjør det aktuelt å desinfisere 3 forskjellige vanntyper:

1. Friskvann (inntaksvann inkludert sjøvann)
2. Resirkulert vann
3. Avløpsvann.

Friskvann

Friskvann til settefiskanlegg kan være hovedvanntilførsel eller sjøvannstilsetning. Hensikten med desinfeksjon kan være å hindre inntak av patogene mikroorganismer eller i spesielle tilfeller hindre inntak av vann med høyt totalantall av mikroorganismer.

Desinfeksjon av alt inntaksvannet til settefiskanlegg kan være ønskelig i mange tilfeller, men ser foreløpig ut til å bli for kostbart for kommersielle anlegg. Enkelte klekkerier i utlandet desinfiserer friskvannet. Mest aktuelle metoder for desinfeksjon av hovedvannstrømmen er ozon, fotozon og UV-bestråling. Effekten av ozon og UV-bestråling på patogene mikroorganismer i ferskvann av god kvalitet er godt dokumentert, mens dose-responskurver for fotozon i kontrollerte forsøk ikke er tilgjengelig. Avhengig av råvannskvalitet er partikkelfjerning aktuelt som forbehandling. Restozon og muligens også rester av fotozon er giftig for fisk. Giftige restkonsentrasjoner må fjernes før vannet ledes til fiskekar. Dette kan gjøres i aktivkarbonfiltre.

Desinfeksjonen av sjøvann som tilsetningsvann i settefiskanlegg er i de fleste tilfeller nødvendig.

Sjøvann desinfiseres i første rekke med tanke på å inaktivere Vibrio anguillarum som har skapt store problemer for mange oppdrettere. Med dagens kunnskaper kjenner man ikke nødvendig dose og kontaktid for inaktivering av denne organismen med de metodene som anses som mest aktuelle (UV, fotozon, varme).

Resirkulert vann

I anlegg med høy grad av resirkulering vil det være påkrevd med desinfeksjon av vannet for å hindre akkumulasjon av mikroorganismer og for å begrense begroing. Flere undersøkelser viser høyere overlevelse og raskere tilvekst ved bruk av desinfeksjon enn uten. Det hersker imidlertid stor tvil om krav til effekt. Aktuelle metoder er ozon, fotozon, UV og varme. Det settes spesielle krav til forbehandling av vannet før desinfeksjon, da resirkulert vann ofte har dårlig kvalitet. Fjerning av restkonsentrasjoner av ozon og muligens også fotozon er nødvendig. Dårlig vannkvalitet kan føre til driftsproblemer med desinfeksjonsenheten og lav desinfeksjonseffekt.

Avløpsvann

Desinfeksjon av avløpsvann kan være aktuelt for å hindre smittespredning fra oppdrettsanlegg. Kostnadene i forbindelse med installasjon og drift vil med dagnes teknologi bli for høye for kommersielle anlegg. Det kan imidlertid være påkrevd å desinfisere avløpsvann fra karantenestasjoner, forskningsstasjoner og veterinærlaboratorier. De mest aktuelle metodene for avløpsvann er klor, ozon og UV. Høyt partikkelinnhold i vannet vil kreve partikkelfjerning før desinfeksjon dersom effekten skal bli god. Fjerning av restkonsentrasjoner og eventuelle reaksjonsprodukter kan være aktuelt for klor og ozon dersom resipienten er sårbar.

FoU-behov

Ubesvarte spørsmål innen desinfeksjon av vann i oppdrettsnæringen er i første rekke knyttet til sjøvann og resirkulert vann. Videre arbeid bør ha som siktemål å gi anbefalinger om metodevalg, dimensjoneringsverdier, drift- og vedlikehold, samt kostnader for de ulike metodene ved desinfeksjon av sjøvann og resirkulert vann. Videre arbeid rettet mot disse problemstillingene vil også gi verdifull informasjon om desinfeksjon av vann i landbaserte matfiskanlegg, spillvarmebaserte anlegg og forsknings- og karantenestasjoner.

13. REFERANSER

- Austin, B., 1983: "Effectiveness of ozone for the disinfection of laboratory effluent". Federation of European Microbiological Societies, Microbiology Letters 19 (1983) 211-214.
- Bullock, G.L. and Stuckey, H.M., 1977: "Ultraviolet Treatment of Water for Destruction of Five Gram - Negative Bacteria Pathogenic to Fishes". J. Fish. Res. Board Can. 34: 1244-1249.
- Brown, C., 1981: "A study of two shellfish pathogenic vibrio strains isolated from a long Island hatchery during a recent outbreak of disease". Jour. of Shellfish Research, Vol. 1., No. 1, 83-87, 1981.
- Brown, C. and Russo, D.J., 1979: "Ultraviolet light disinfection of shellfish hatchery sea water. Elimination of five pathogenic bacteria". Aquaculture 17: 17-23.
- Brungs, W.A., 1973: "Effects of residual chlorine on aquatic life". Journal WPCF, Vol. 45, No. 10, October 1973.
- Clark, R.M., 1981: "Evaluating cost and benefits of alternative disinfectants". Jour. Am. Water Work Assoc., February 1981.
- Colberg P.J. and Ling, A.J., 1978: "Effect of Ozonation on Microbial Fish Pathogens, Ammonia, Nitrate, Nitrite, and BOD in Simulated Reuse Hatchery Water". J. Fish. Res. Board Can. 35: 1290-1296.
- Conrad, J.F., Holt, R.A. and Kreps, T.D., 1975: "Ozone disinfection of flowing water". Prog. Fish-Cult. 37 (3), July 1975.
- Crececius, E.A., 1979: "Measurements of Oxidants in Ozonized Seawater and some Biological Reactions". J. Fish. Res. Board Can., Vol. 36, 1979.
- Dogson, R.W. 1928: Report on mussel purification. Fish. Invest. Ser. II. Fish. G.B. Ministr. Agric. Fish. Food 10 (1): 498 pp.
- Dupree, H.K., 1979: "An Overview of the Various Techniques to Control Infections Diseases in Water Supplies and in Water Reuse Aquacultural Systems". Bio-Engineering Symposium for Fish Culture (FCS Publ. 1): 83-89.
- EIFAC, 1973: Technical paper 20, 1973.
- EPS, 1978: "Disinfection of Poultry Packing Plant effluents containing salmonella". Environmental Protection Service, Canada. Report No. EPS 3-WP-78-9, December 1978.
- Flatow, R.E., 1980: "High dosage ultraviolet water purification: an indispensable tool for recycling, fish hatcheries and treated effluent aquaculture". Symposium EIFAC, IIth Session, Stavanger, Norway, 28-30 May, EIFAC/80/Symp.: E 44.
- Haas, C.N., 1980: "Disinfection". JWPCF, Vol. 52, No. 6, 1980.

- Hoffmann, G.L., 1974: "Disinfection of contaminated water by ultraviolet irradiation, with emphasis on whirling disease and its effect on fish". Trans. Amer. Fish. Soc. 103: 541-550.
- Honn, K.V. & Chavin, W., 1975: "Prototype design for a closed marine system employing quaternary water processing". Mar. Biol. 31, 1975.
- Kelly, C.B. 1961: "Disinfection of seawater by UV radiation". Am. J. Public Health 51: 1670-1680.
- Kidd, R.J., Parkyn, G.R. and Price, W.S., 1985: "A Preliminary Study on the Effects of a UV Generated Oxygen-free Radical Flow on the Survival of Fingerling Chinook Salmon (*Oncorhynchus Tschawytscha*)". Dept. of Animal Science, University of California, Davis, Calif. 95616.
- Kimura, T., Yoshimizu, M., Tajima, K., Ezura, Y., Sakai, M., 1976: "Disinfection of hatchery supply water by ultraviolet irradiation. Susceptibility of some fishpathogenic bacteria and microorganisms inhabiting pond waters. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish. 42: 207-211.
- Kjøstolsen, J., 1986: A/S Birger Christensen. Pers. medl.
- Krog Andvik, N.O., 1977: "Ultrafiolett bestråling av vann - et alternativ til kloring". Tekn. Ukebl. 37. 1977.
- Marklund, S., 1986: "Desinfeksjon av avlopsvatten". En litteraturoversikt. Avd. for VA-teknik. Rapport nr. 26. Høgskolan i Luelå.
- Maroni, K., 1982: "Behandling av vann med UV-lys og ozongass. Effekt på vannkvalitet samt vekst og overlevelse av regnbueørret (*Salmo Gairderi*) i kultur". Hovedoppgave i marin zoologi ved UiO, 1982.
- National Academy of Science, 1979: "The Disinfection of Drinking Water". Report of the Subcommittee on Efficiency of Disinfection of the Safe Drinking Water Committee to the U.S. EPA.
- Ollenschläger, B., 1973: "Untersuchungen über die Einwirkung des Ozons auf das Blut und einige Organe der Regenbogenforelle". Dissertation, Zool.-Parasitol. Institut, Tierärztliche Fakultät, Universität München, 139 p.
- Peyton, G.R. and Glaze, W.H., 1985: "Photolytic Ozonation: A Mechanistic Perspective". Ozonews, 13: 21-24.
- Rosenlund, B., 1974: "Disinfection of hatchery effluent by ozonation and the effect of ozonated water on rainbow trout". Aquatic application of ozone. International Ozone Institute, Inc., Syracuse, N.Y.
- Rosenthal, H., Kriner, G. and Otte, G., 1978: "Effects of ozone treatment on recirculating water in a closed fish culture system". Int. Council for the Exploration of the sea. CM/1978/F.9, pp. 1-16.
- Rosenthal, H., 1981: "Ozonation and sterilization". From Proc. World Symp. on Aquaculture in Heated Effluent and Recirculation Systems, Stavanger, 1980. Vol I. Berlin.

- Sako, H. and 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, Japan, No. 8, 51-58.
- Sanders, J.E. and Freyer, J.L., 1972: "Control of the Infections Protozoan *Ceratomyxa shasta* by treating hatchery water supplies". Prog. Fish. Cult. 34: No. 1: 13-17.
- Scriaman, A.K. and Viswanathan, R., 1977: "Seawater chlorination". Ind. J. Technol. 15: 498-500.
- SIFF, 1982: Retningslinjer for desinfeksjon av drikkevann med ultrafiolette (UV)stråler, august 1982.
- Smith, C.E. and Dreyer, W.P., 1980: Photozone toxicity in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. Developments in fish culture: Bozeman information leaflet No. 13. US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.
- Spotte, S. (1979): "Seawater aquariums. The captive environment". New York/Chichester, John Wiley & Sons, 413 p.
- Spotte, S. and Buck, D., 1981: "The efficacy of UV-irradiation in the microbial disinfection of marine mammal water". Jour. of Wildlife Diseases, Vol. 17, No. 1, 1981.
- Stewart, M.E., Blogskawski, W.J., Hsu, R.Y. and Helz, G.R., 1979: "By-Products of Oxidative Biocides: Toxicity to Oyster Larvae". Marine Pollution Bulletin. Vol. 10, pp. 166-169.
- Straub, M., 1975: "Verwendung einer Ozonisierungsanlage zur Aufbreitung des Brut- bzw. Aufzuchtwassers in Fischzuchtanlagen". Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie. 37.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1976: "Quality Criteria for Water". pp. 256.
- Wardell, J.N., Battersby, N.S. and Stewart, D.J., 1986: "A note on the control of sulphate-reducing bacteria in seawater by UV irradiation". Jour. of Applied Microbiology, 60, 73-76.
- Water Management a/s, 1987: Eksempel på kostnader ved desinfeksjon av vann i akvakultur.
- Wedemeyer, G.A. and Nelson, N.C., 1977: "Survival of Two Bacterial Fish Patogens (*Aeromonas salmonicida* and the Enteric Redmouth Bacterium) in Ozonated, Chlorinated, and Untreated Waters". Journal of the Fisheries Research Board of Canada. Vol. 34, No. 1, 1977.
- Wedemeyer, G.A., Nelson, N.C. and 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. Vol. 35, No. 6, 1978.

- Wedemeyer, G.A., 1978: Potentials and limits for the use of ozone as a fish disease control agent. Presented at the International Ozone Institute, Second Workshop of Marine and Freshwater Application of Ozone, Orlando.
- Wedemeyer, G.A., Nelson, N.C. and Yasutake, W.T., 1979: "Physiological and Biochemical Aspects of Ozone Toxicity to Rainbow Trout". Journal of the Fisheries Research Board of Canada. Vol. 36, No. 6, 1979.
- Williams, R.C., Huges, S.G. and Rumsey, G.L., 1982: "Use of Ozone in a Reuse System for Salmonids". Prog. Fish-Cult. 44 (2), April 1982.
- Wood, P.C. 1961: The principles of water sterilization by the ultraviolet light and their application in the purification of oysters. Fish. Invest. Ser. II. Fish. G.B. Ministr. Agric. Fish. Food 23 (6): 48 pp.

VEDLEGG

REGISTRERING OG ANLEGGSBESØK

Hensikten med denne delen av prosjektet var å få en oversikt over hvilke desinfeksjonsmetoder som er i bruk ved norske settefiskanlegg, og få en indikasjon på hvordan desinfeksjonsenhetene fungerer under praktiske forhold.

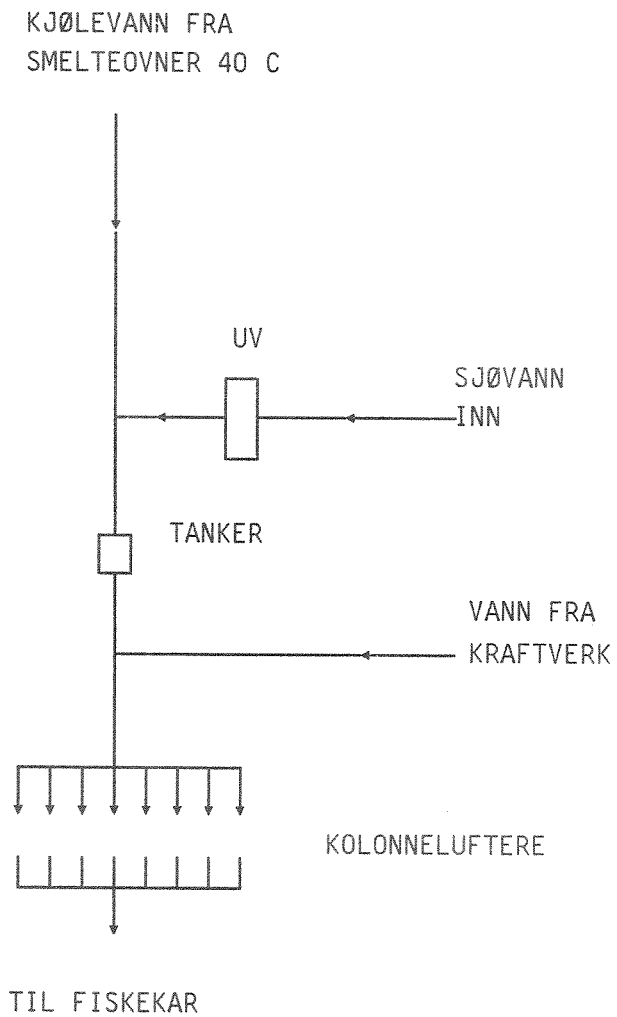
Med bakgrunn i kundelister fra leverandørene vil vi anslå at det totalt er levert ca. 40 desinfeksjonsenheter til akvakulturformål. Mange av disse er ikke i drift. Flere oppdrettere angir driftsproblemer, stort vedlikeholdsbehov og liten effekt som årsaker til at de ikke har desinfeksjonsenheten i drift. I hovedsak dreier dette seg om "eldre" UV-anlegg.

Av 15 anlegg som svarte på de utsendte spørreskjemaet benyttet 6 UV-desinfeksjon, 4 anlegg desinfiserte vannet med fotozon, ett anlegg brukte varmedesinfeksjon og UV, og 3 anlegg benyttet for tiden ingen form for vanddesinfeksjon. 2 anlegg benyttet desinfeksjon i forbindelse med resirkulering, de øvrige desinfiserte sjøvann. Av anlegg med sjøvannsinntak rapporterte 3 om vibrioseangrep til tross for desinfeksjon, 2 anlegg som resirkulerer vannet er plaget med beleggdannelse på kvartsglass og tungvindte rengjøringsprosedyrer.

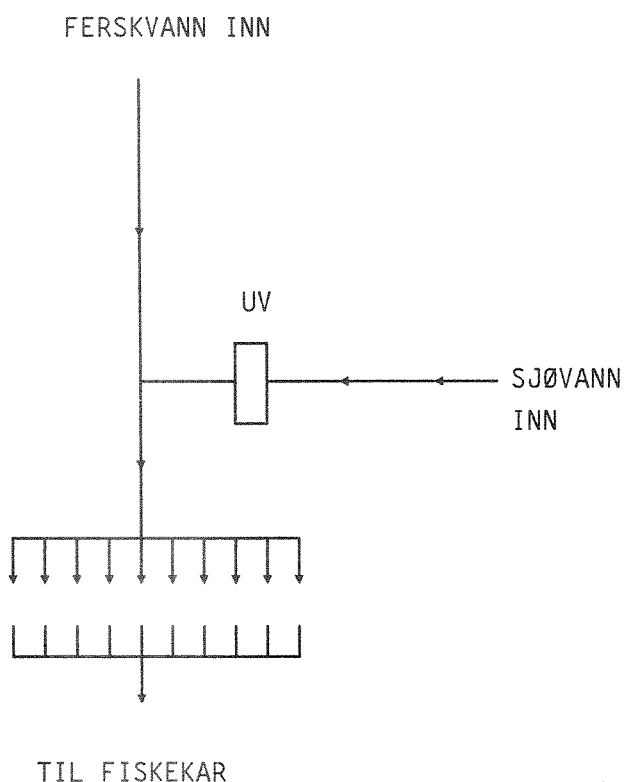
De to anleggene som virket mest interessante ble valgt ut for driftsundersøkelse. I tillegg fikk vi anledning til å besøke et oppdrettsanlegg i Sveits som desinfiserte vannet med ozon.

ANLEGG A

Anlegg A består av ett nytt og ett noe eldre anlegg. Figurene 1 og 2 viser hovedenhetene i henholdsvis den nye og den gamle delen.



Figur 1. Flytskjema for gammelt anlegg.



Figur 2. Flytskjema for nytt anlegg.

BESKRIVELSE AV ANLEGGET

Til det gamle settefiskanlegget tas hovedvannforsyningen (ca. 7000 l/min) fra bakvannet til et større kraftverk (se figur 1). Vannet pumpes opp til settefiskanlegget og blandes med oppvarmet kjølevann (2000 L/min) fra et smelteverk. Det oppvarmede vannet har en temperatur på ca. 40°C og tas direkte fra smelteverket uten varmeveksling, og pumpes opp til settefiskanlegget. For nøytralisering av forsyningsvannet pumpes 100 l/min sjøvann inn på det oppvarmede vannet. Sjøvannet tas nå inn fra 33 meters dyp og føres igjennom et UV-anlegg. Tre måneder tidligere var inntaksdypet for sjøvann på 15 meter.

UV-anlegget er av typen Aquacare L9. Det er oppgitt å være dimensjonert for en UV-dose på 30000 uWs/cm² ved en vannmengde på 430 l/min med en UV-transmisjon på 100 % ved 5 cm kvittelengde eller 260 l/min med en UV-transmisjon på 60 % også ved 5 cm kvittelengde. Siden sjøvannet blir tilsatt i det oppvarmede vannet skjer det en oppvarming av sjøvannet før det tilføres det uoppvarmede vannet. Anlegget har derfor en "dobbel desinfeksjon". I det nye anlegget benyttes også sjøvann for nøytralisering av forsyningsvann. Sjøvannet tas fra den samme inntaksledning og pumpestasjon som det gamle anlegget. Sjøvannet

pumpes gjennom et UV- anlegg og blandes med forsyningsvann like før kolonneluftere. UV-anlegget er av type Aquacare L-12, dimensjonert for en UV-dose på 30000 uWs/cm² ved en vannmengde på 680 l/min med en UV-transmisjon på 60 % ved en kyvettelengde på 5 cm eller en vannmengde på 410 l/min med en UV-transmisjon på 60 % i 5 cm kyvette.

DRIFTSERFARING FRA ANLEGGET

Det nye anlegget har kun vært i drift i noen få uker, noe som gjør at driftserfaringene er sparsomme. Det gamle anlegget har imidlertid vært i drift en tid og følgende erfaringer er gjort:

-Tidligere ble oppvarmet sjøvannet alene benyttet til desinfeksjonen. Et driftsavbrudd på tilførselen av varmtvann førte til vibrioseutbrudd som varte i hele 10 måneder. Dette vibrioseutbruddet resulterte i store tap av fisk og et betydelig forbruk av antibiotika. Hele anlegget ble desinfisert med kaustisk soda og UV-desinfeksjon ble installert. Siden er kun ett vibrioseutbrudd registrert som meget raskt ble stanset.

-Varmedesinfeksjonen av sjøvannet synes å fungere brukbart når temperaturen og oppholdstiden er tilfredsstillende. I dette anlegget er imidlertid varmtvannstilførselen ikke 100 % sikker og det er ikke installert varsling eller automatikk som hindrer pumping av sjøvann når varmtvannstilførselen svikter eller temperaturen reduseres. UV-anlegget har ingen sikring ved eventuelle strømutfall. Dersom strømutfall inntreffer stopper også pumpene for sjøvann-, kaldt- og varmtvannstilførsel. Siden ledningen mellom UV-anlegget og fiskekarene er relativt lang kommer neppe udesinfisert vann fram til fiskekarene ved strømutfall. Ved strøminnkobling kan imidlertid en udesinfisert vannpropp muligens komme inn til fiskekarene. Dette kan hindres ved relativt enkle tiltak. F.eks kan tilbakeslagsventil unnlates å installeres på pumpeledningen. Ved pumpestopp vil da vannet i ledningen renne tilbake til pumpeumpen.

-UV-transmisjonen på sjøvannet er ikke kjent. Ofte ligger imidlertid UV-transmisjonen i sjøvann omkring 80 % ved 5 cm kyvette. Ved dette sjøvannsinntaket forekommer det periodevis oppvirvling av partikulært materiale som gir redusert transmisjon og dermed redusert UV-dose. Prøver for kimtallsbestemmelse ble tatt fra sjøvannet før og etter begge UV-anleggene. Resultatene viste overgrodd filterplate av ikke desinfisert vann, som tilsvarer kimtallsverdier på over 2000 pr. ml. I behandlet vann fra UV-anlegget i det gamle anlegget var kimtallet i begge prøver 0. De høye bakterietall funnet i råvannet kan

delvis ha sammenheng med visse vanskeligheter under prøvetakingen.

-UV-anlegget har 9 UV-lamper. For tilfredsstillende rengjøring av kvartsglassene er det nødvendig å åpne reaktoren, ta ut kvartsglassene og rengjøre dem manuelt. Dette gjøres en gang pr. år. Rengjøring med kjemikalier har vist seg lite effektivt. Belegg dannes også på UV-intensimeteret. Dette avmonteres derfor flere ganger pr. år for rengjøring. Intensimeteret er imidlertid montert på reaktorveggen og er derfor lett og demontere.

-UV-rørenes intensitet reduseres med tiden. Etter ett års driftstid skiftes derfor disse.

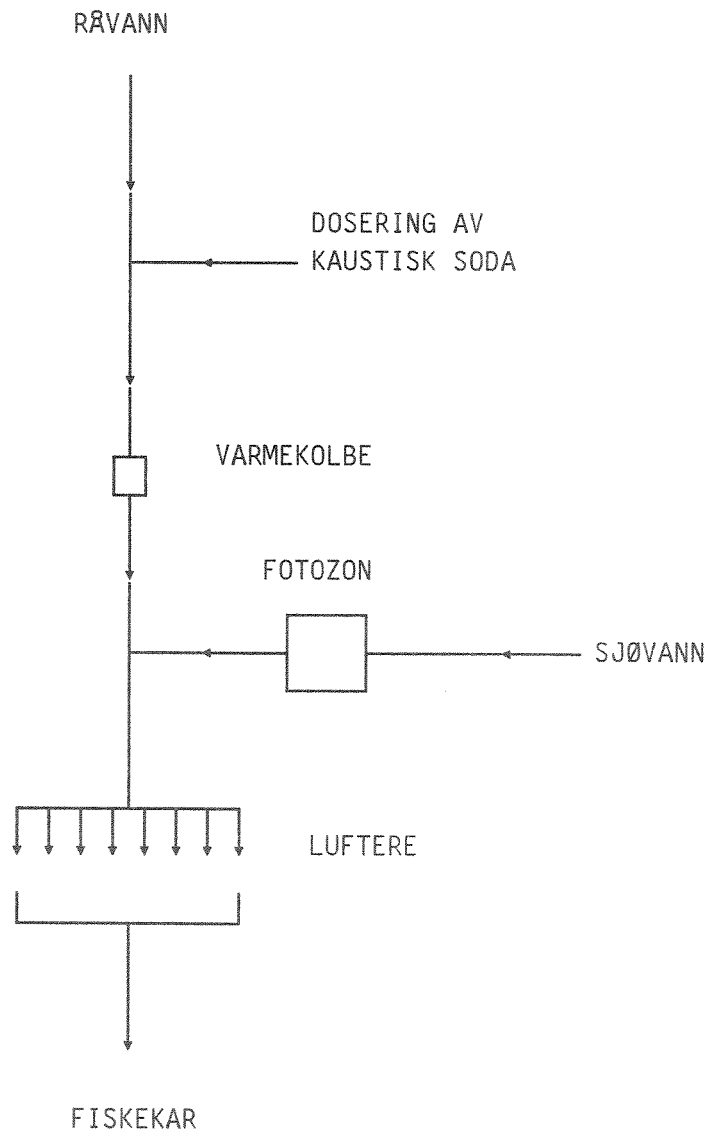
-Kimtallet i oppvarmet vann ble bestemt til 17 pr. ml. Prøver fra uoppvarmet vann var ikke praktisk mulig å ta ut.

-Kostnadene for UV-anlegg av typen Aquacare L-9 er kr 43000 pluss mva., mens kostnadene for anlegg L-12 er kr 51000 pluss mva. I tillegg kommer kostnader i forbindelse med installasjon og drift.

ANLEGG B

BESKRIVELSE AV ANLEGGET

Anlegget er et settefiskanlegg for laks. Et noe forenklet flytskjema er angitt i figur 3.



Figur 3. Flytskjema av anlegg B.

Anlegget tar ferskvann fra 14 meters dyp i et noe humusbelastet overflatevann. Vannet graviteres til anlegget og tilsettes en oppløsning av kaustisk soda for heving av pH-verdien. Vannet føres deretter gjennom en varmekolbe og tilsettes så sjøvann. Sjøvannet tas fra 6-7

meters dyp og pumpes opp til anlegget. For desinfeksjon av sjøvannet er det montert et fotozon-anlegg av typen AZ-145 fra Watermanagement/Birger Christensen. Fotozon-anlegget produserer fotozon ved UV-bestråling av luft med en bølgelengde på ca. 185 nm. Luften blir med en kompressor presset inn i en delstrøm av sjøvann som igjen blir blandet inn i hovedstrømmen av sjøvann. Sjøvannet går deretter gjennom et rør av større diameter for å sikre en viss oppholdstid før innblanding i ferskvannet. Blandingen med ferskvann skjer før lufting.

Det er ikke installert vannmålere på anlegget så en eksakt angivelse liter ferskvann pr minutt er vanskelig å anslå. Ifølge rotameteret på luftslangen doseres en luftmengde på ca. 12 liter pr. minutt. Fotozon-konsentrasjonen i luften er ca. 0.1 %.

DRIFTSERFARINGER FRA ANLEGGET

Desinfeksjonsanlegget har kun vært i drift siden mai 1986 og det foreligger derfor begrensede driftserfaringer. Alvorlige driftsproblemer er ikke registrert ved anlegget. Utbrudd av vibriose har anlegget hittil vært forskånet for. I hvilken grad dette skyldes desinfeksjonen er selvfølgelig vanskelig å si.

Et problem en opplevde med fotozonanlegget helt i begynnelsen var vanskeligheter med lufttilførselen til sjøvannet. Ejektoren som skulle sørge for denne lufttilførselen fungerte ikke. En kompressor for dosering av fotozonholdig luft ble derfor montert. Selve doseringen har fungert siden.

En dobbelt prøve av kimtall ble tatt fra sjøvannet før og etter desinfeksjonsenheten. De to prøvene fra før desinfeksjonsenheten viste kimtall på 4 og 9 pr. ml., mens de to prøvene tatt ca. 8 minutter etter dosering av fotozon viste 0 og 2 kim pr. ml.

ANLEGG C

NIVA besøkte i november 1986 et oppdrettsanlegg ved Greifensee ved Zürich i Sveits.

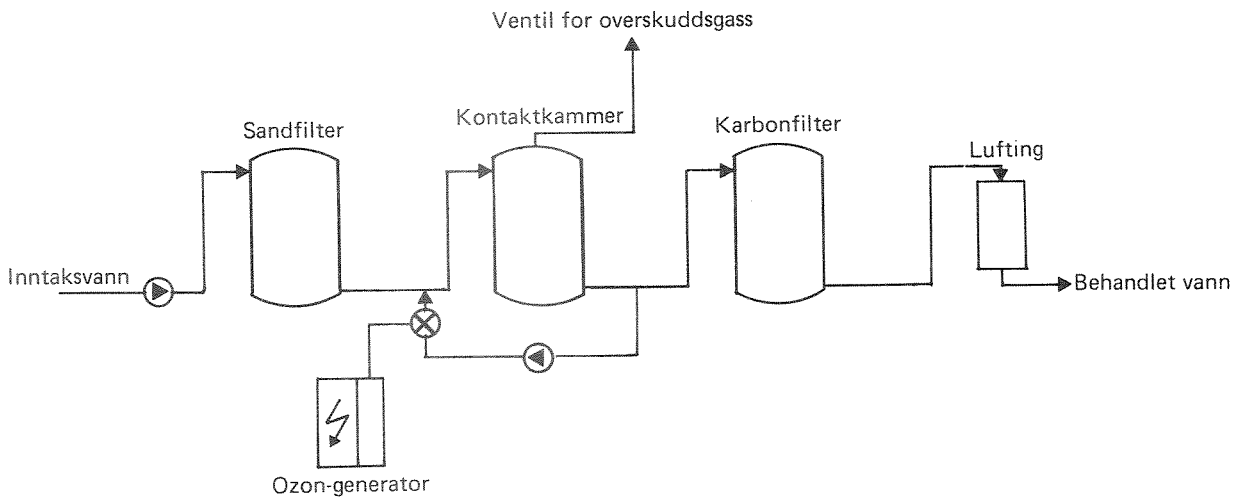
BESKRIVELSE AV ANLEGGET

Anlegget produserer bl.a. brunørret (Salmo trutta) som et ledd i kultiveringsarbeid for utsetting i mai/juni samme år som de blir klekket. Anlegget har vanninntak som kan varieres fra 0 til 10 m dyp i Greifensee. Tidligere ble vannet behandlet ved sandfiltrering og lufting. Høy dødelighet på egg og yngel som følge av bakterie- og parasittangrep førte til at ozoneringsanlegg med etterfølgende deozonering i aktivkullfilter ble installert.

Anlegget kan behandle opp til 24 m³/h. Vannet pumpes inn fra Greifensee gjennom trykksystemet som består av kvartsandfilter, ozontilsetning, kontaktkammer, aktivkullfilter og lufting. Figur 4 viser prosessenhetene i anlegget.

Dimensjoneringstall for anlegget	:	
Dimensjonerende vannmengde, m ³ /h	:	24
Trykksandfilter		
- areal, m ²	:	2
- dybde, m	:	0,8
- kornstørrelse, mm	:	0,4-1,2
Ozontilsetning, mengde, g/m ³	:	1
Kontaktkammer, kontakttid, min.	:	5,5
Aktivkullfilter		
- areal, m ²	:	2
- dybde GAC, m	:	0,6
- dybde sand, m	:	1,0

Både sandfilter og aktivkullfilter er utstyrt med tilbakespylingspumpe for vasking av filtre. Ozon blir tilsatt i delstrøm ved hjelp av injektor og trykkpumpe. Kontaktkammeret er utstyrt med mikser og ventil for overskuddsgass. Doseringen av ozon er konstant i forhold til vannmengde.



Figur 4. Flytskjema for ozonering/deozonering av inntaksvann til anlegg C.

DRIFTSERFARINGER FRA ANLEGGET

Eierne var svært fornøyd med vannbehandlingsanlegget. Det ble hevdet at etter installering var dødeligheten av ørret egg redusert fra 45 % - til 5 %. Antall coliforme kim, E. coli og enterokokker pr. 100 ml ble redusert fra henholdsvis 240, 43 og 62 til null. Det er ikke meldt om dødlighet på egg og yngel som følge av ozonforgiftning. Vannbehandlingsanlegget er delvis automatisert og krever derfor lite ettersyn. Driftskostnadene begrenser seg til energikostnader (ozongenerator og pumper) og ukentlig tilsyn med etterfylling av forbrukt karbon. Ifølge Benzikofer vil 2 mol ozon forbruke 2 mol karbon. Alt karbonet skiftes ut en gang pr. år. Sandfilteret tilbakespyles automatisk mens karbonfilteret spyles en gang pr. uke.

REFERANSER

Benzikofer, U.: Pers. medd. 1986: Christ AG, Aesch, Sveits.

Fischerei- und Jagdverwaltung des Kantons Zurich, pers. medd. fra ansatte ved klekkeriet, 1986. Zürich, Sveits

rapporter utgitt av NIVA

- 1/78 Tiltak i eksisterende avløpssystem. Delrapport 1.
C2-31 Kjell Øren. November 1978
- 1/79 Kjemisk felling med kalk og sjøvann. Del 2
C2-34 O-40/71 A Lasse Vråle. Juli 1979
- 2/79 Driftsresultater fra norske simultanfellingsanlegg.
C2-28 Lasse Vråle, Eilen A. Vik. Juli 1979
- 3/79 Slamavvanning med filterpresser. Del 1
O-78102 Bjørn-Erik Haugan. November 1979
- 4/79 Slamavvanning med filterpresser. Del 2
O-78102 Bjørn-Erik Haugan. September 1979
- 5/79 Sigevann fra søppelfyllplass.
C2-26 Torbjørn Damhaug, Arild Eikum,
Ole Jakob Johansen. August 1979
- 6/79 Vannforurensning fra veg.
O-79024 Eivind Lygren, Egil Gjessing,
John Ferguson. Desember 1979
- 9/79 Primærfelling med ulike fellingskjemikalier
ved Sandvika renseanlegg.
O-79001 Lasse Vråle. Desember 1979
- 1/80 Bakteriologiske forhold i norske og utenlandske
råvannskilder
O-78029 Jens J. Nygård. Februar 1981
- 2/80 Treatment of Septic Tank Sludge
Research Proposal
F-80413 Arild Eikum. Januar 1980
- 3/80 Industrifyllplass i Arendal-Grimstadregionen
Vurdering av vannforurensning og rensetekniske
tiltak for alternativene Gloseheia og Lundeheia
O-80016 Torbjørn Damhaug, Hans Holtan. Mars 1980
- 4/80 Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging
av PAH-tilførsler til norske vannforekomster
A3-25 Lasse Berglind. Mars 1980
- 5/80 Mobil avvanning av septikslam
Utprøving av septikkil »HAMSTERN»
O-80019 Bjørn-Erik Haugan. November 1980
- 6/80 Tilføringsgrad
Kontroll og kalibrering av vannmålestasjon
ved Monserud kloakkrenseanlegg. Del 1
O-78107 Lasse Vråle. Oktober 1980
- 7/80 Tilføringsgrad
Forurensningstilførsler og beregning av
tilføringsgrad for Monserud renseanlegg i 1979. Del 2
O-78107 Lasse Vråle. Oktober 1980
- 8/80 Overløp i avløpsnett
Tilstand i dag og mulige tiltak
C2-32 Eivind Lygren. September 1980
- 9/80 Sikring av vannforsyning i Oslo mot
forurensninger ved uhell eller sabotasje
Vurdering av faremomenter. (Spæret)
O-79084 Egil Gjessing, Jens J. Nygård. September 1980
- 10/80 Important aspects of water treatment in USA
XT-25 Eilen Arctander Vik. Juli 1980
- 11/80 Myrgrøfting, effekt på vannkvalitet
Noen observasjoner fra grøftet myrområde
i Røyken 1971-79
XK-05 Egil Gjessing. September 1980
- 12/80 Driftsundersøkelse av vannbehandlingsanlegg
F-80417 Torbjørn Damhaug. November 1980
- 13/80 Hvirveloverløp
Avskilling av sedimenterbart materiale og
flytestoffer i overløpssvann
O-79090 Eivind Lygren. Desember 1980
- 14/80 Use of UV and H₂O₂ in water and
wastewater treatment
Research Proposal
F-80415 Arild Schanke Eikum. Desember 1980
- 1/81 Treatment of potable water containing humus by
electrolytic addition of aluminium followed by
direct filtration
Research Proposal
F-80415 Eilen Arctander Vik. Januar 1981
- 2/81 Water research in developing countries
A desk survey about planning and ongoing
research projects
O-80028 Svein Stene Johansen. Januar 1981
- 3/81 VA-teknisk forsøkshall Sentralrenseanlegg Vest SRV
Notat
Arild Schanke Eikum, Arne Lundar. Februar 1981
- 4/81 Alkalization/hardening of drinking water
Research proposal
G-314 Egil Gjessing. Februar 1981
- 5/81 Tiltak mot forurensning fra fiskeoppdrett
Behandling av vann i resirkuleringsanlegg for fiskeoppdrett
Forskningsprogram 1981-1984
FP-80802 Arild Schanke Eikum, Eivind Lygren. Mai 1981
- 6/81 Tiltak i eksisterende avløpssystem. Delrapport 2
O-80018 Svein Stene Johansen. Mai 1981
- 7/81 Kalking av tilløp til lille Asketjern for fjerning av humus
Innledende forsøk. O-81065 Eilen Arctander Vik. August 1981
- 8/81 Tilføringsgrad for oppsamlingsnett
Status for eksisterende målinger
O-80055 Lasse Vråle. August 1981
- 9/81 A Water Pricing Study for Western Province,
Zambia. Draft !
O-81022 Svein Stene Johansen. September 1981
- 10/81 Fjerning av humus ved H₂O₂ tilsetning
og UV - bestråling
F-80415 Lasse Berglind. Oktober 1981
- 11/81 Treatment of Septic Sludge
European practice
O-80040 Arild Schanke Eikum. November 1981

- 12/81 Silgrainsyre som fellingsmiddel for avløpsvann
Buhrestua renseanlegg. Nesodden
O-80093 Lasse Vråle. Desember 1981
- 13/81 Analyse av vannbehov i husholdninger, næringsvirksomhet
institusjoner og til kommunaltekniske formål
O-78028-01 Svein Stene Johansen, Kim Wedum. Desember 1981
- 1/82 Fjerning av nitrogen fra kommunalt avløpsvann
ved ammoniakkavdrivning
F-81427 Torbjørn Damhaug. Mars 1982
- 2/82 Rensing av sigevann fra søppelfyllplasser
OF-80606 Torbjørn Damhaug. Juni 1982
- 3/82 Hvirvelkammer og hvirveloverløp
Regulering av vannføring og rensing av overløpsvann
O-79090 Eivind Lygren, Kim Wedum. Mai 1982
- 4/82 Avvanning av septikslam i container
O-81104 Bjarne Paulsrud. August 1982
- 5/82 Kalibrering og justering av vannføringsmålere
O-82011 Kim Wedum. Mai 1982
- 6/82 Vurdering av driftsinstruks og driftsforhold
ved renseanlegg rundt Indre Oslofjord
O-82004 Arne Lundar, Bjarne Paulsrud. August 1982
- 7/82 Styring av kjemikaliedosering ved kjemiske renseanlegg
Erfaringer med bruk av ledningsveve som styringsparameter
O-82025 Torbjørn Damhaug, Bjarne Paulsrud. August 1982
- 8/82 Strålingskjemisk oksydasjon av organisk stoff i vann
Programforslag. (Sperret)
F-80415 Kim Wedum. September 1982
- 9/82 Slamstabilisering under høy temperatur ved bruk av rent oksygen
F-81430 Bjørn-Erik Haugan. Oktober 1982
- 10/82 Tørrværsavsetninger i fellessystemrør
O-82022 Oddvar Lindholm. November 1982
- 11/82 Treatment of septage
European practice
O-80040 Arild Schanke Eikum. Februar 1983
- 1/83 Alkalisering av drikkevann
Delrapport 1 NIVA/SIFF
F-82441 Eileen A. Vik. Mars 1983
- 2/83 Industriavløp på kommunale renseanlegg
Forbehandling av meieriavløp i luftede utjevningsbasseng
Delrapport 1
O-82017 Torbjørn Damhaug. Februar 1983
- 3/83 Samlet optimalisering av avløpsrenseanlegg
og avløpsledningsnett
O-82124 Oddvar Lindholm. Februar 1983
- 4/83 Driftskontrollprogram for galvanoidindustriens renseanlegg
O-79049 Eigil Iversen. Mars 1983
- 6/83 Optimalisering av galvanotekniske industrirensanlegg
O-82119 Eigil Iversen. Mai 1983
- 7/83 Utslipp av syre, løst organisk materiale og suspendert
stoff fra Hunsfos Fabrikker og Norsk Wallboard
juli-oktober 1982
O-82067 Øivind Tryland. Mars 1983
- 8/83 Analyseresultater for avløpsvann fra
Mosjøen Aluminiumverk april-oktober 1982
O-82027 Øivind Tryland. Mars 1983
- 9/83 Vannforurensning ved bruk av kalksalpeter som
støvdempingsmiddel på grusveger
O-81050 Eivind Lygren, Reidun Schei. Juni 1983 (Sperret)
- 10/83 Funksjonsprøving nr 2 av membran
kammerfilterpresser VEAS Mars 1983
O-82130 Lasse Vråle. Mars 1983
- 11/83 Spillvannstap fra oppsamlingsnett
Delrapport 1
Forurensningsproduksjon fra boligfelt med tett
opsamlingsnett i Sydsjøen, Røyken kommune
O-81041 Lasse Vråle. April 1983
- 12/83 Spillvannstap fra oppsamlingsnett
Delrapport 2
Automatisk overvåking av vannforbruk og lekkasje som
alternativ metode for beregning av tilføringsgrad.
Resultater fra undersøkelsene ved Sydsjøen,
Buhrestua og Siggerud.
O-81041 Lasse Vråle. Desember 1984
- 13/83 Spillvannstap fra oppsamlingsnett
Delrapport 3
Spillvannstapets resipient påvirkning i Siggerudgryta,
Ski kommune
O-81041 Lasse Vråle. August 1983
- 14/83 Spillvannstap fra oppsamlingsnett
Delrapport 4
Spillvannstapets innvirkning på grunnvannskvalitet.
Buhrestua rensedistrikt, Nesodden kommune.
O-81041 Lasse Vråle. Oktober 1984
- 15/83 A feasibility study of fishfarming in Jordan
O-83026 Eivind Lygren, Torbjørn Damhaug. Juni 1983 (Sperret)
- 16/83 Driftsanalyse av Bekkelaget renseanlegg
O-82005 Bjarne Paulsrud, Kim Wedum. Juni 1983 (Sperret)
- 17/83 Water Research in Zambia
A review of the need for water research
O-83014 Svein Stene Johansen. September 1983
- 18/83 Water Research in Kenya
A review of the need for water research
O-83014 Svein Stene Johansen. September 1983
- 19/83 Water research in Tanzania
A review of the need for water research
O-83014 Svein Stene Johansen, Torbjørn Damhaug. May 1984
- 20/83 Mikrobiologisk angrep på gummipakninger til vann- og avløpsrør
Programforslag
O-83033 Kim Wedum. Juni 1983 (Sperret)

- 21/83 **Slamdeponering ved norske mangansmelteverk**
Fysisk-kjemisk karakterisering av drens vann og virkninger av drens vann på biologiske forhold i resipienten
O-80058 Øivind Tryland, Harry Efraimsen. April 1983
- 22/83 **Sandstangen vannverk**
O-83079 Eilen A. Vik. Juni 1983 (Sperrret)
- 23/83 **Erfaringer med mottak av septikslam på kommunale renseanlegg**
O-82037 Bjarne Paulsrud. Juli 1983
- 24/83 **Miljøgifter i overvann**
O-83063 Oddvar Lindholm. August 1983
- 25/83 **Arealfordeling av korttidsnedbør**
O-83005, F-83450 Oddvar Lindholm. Oktober 1983
- 26/83 **Urbanhydrologi i Sverige**
En litteraturstudie
O-83092 Oddvar Lindholm. November 1983
- 27/83 **Tørrværsavsetninger i fellessystemrør**
Fase II
O-82111 Oddvar Lindholm, November 1983
- 28/83 **Bruk av rent oksygen for luktreduksjon ved renseanlegg R-2, Lillehammer**
O-82083 Bjarne Paulsrud, Bjørn-Erik Haugan. November 1983
- 29/83 **Avsluttende funksjonsprøve for membran-filterpresser ved VEAS, oktober-november 1983**
O-83098 Lasse Vråle, Bjarne Paulsrud. November 1983 (Sperrret)
- 30/83 **Emerging European Wastewater Treatment Technology Preliminary Description**
O-83150 Arild Schanke Eikum. Desember 1983 (Sperrret)
- 31/83 **Treforedlingsindustriens avløpsvann**
Mikrobiell nedbrytning av klorert organisk materiale i blekeriavløpsvann
F-81434 Øivind Tryland, Harry Efraimsen. Desember 1983
- 32/83 **Suspensjoners synkehastighet**
Metode for analyse av finfordelte partiklers synkehastighet i vann
F-81434 Øivind Tryland. Desember 1983
- 33/83 **Silgrainsyre som fellingsmiddel ved SRV, VEAS Slemmestad**
O-82102 Lasse Vråle, P. Sagberg. Desember 1983. (Sperrret)
- 1/84 **Industriavløp på kommunale renseanlegg**
O-82017 Torbjørn Damhaug. Januar 1984
- 2/84 **Luftet lagune for rensing av sigevann**
Delrapport 1. Driftserfaringer
O-83027 Ragnar Storhaug. Februar 1984
- 3/84 **Highway pollution in a Nordic Climate**
O-79024 Eivind Lygren. Mars 1984
- 4/84 **An evaluation of large-scale algal cultivation systems for fish feed production**
O-84002 Torbjørn Damhaug et al. Februar 1984 (Sperrret)
- 5/84 **Matematisk modell av avløpsrenseanlegg**
O-82124/F-83448 Oddvar Lindholm. Februar 1984
- 6/84 **Adsorption in Water Treatment**
Fluoride Removal
FP-83828 Eilen A. Vik. Februar 1984
- 7/84 **Analyse av vannføringsdata**
O-81113 Kim Wedum. Januar 1984
- 8/84 **Renseeffekt i Heistad renseanlegg med og uten tilkopling av industrielt avløpsvann**
O-83093 Øivind Tryland. April 1984
- 9/84 **Hygienisering av slam ved bruk av rent oksygen**
F-81430 Bjarne Paulsrud, Bjørn-Erik Haugan, Gunnar Langeland. Juli 1984
- 10/84 **Slamavvanning med filterpresser ved SRV**
Økonomisk sammenligning av Lasta membran-filterpresser og Rittershaus & Blecher kammerfilterpresser
O-83098 Lasse Vråle, Bjarne Paulsrud. Mai 1984 (Sperrret)
- 11/84 **Separat behandling av slamvann fra avvanning av septikslam**
Biologisk rensing ved bruk av aktivslam
O-83021 Ragnar Storhaug. Juni 1984
- 12/84 **Industriutslipp til vassdrag**
Avveininger for å beskytte resipienten, eksempel fra en tekstilbedrift
OF-81618 Bjørn-Erik Haugan, Kim Wedum. April 1984 (Sperrret)
- 13/84 **Treforedlingsindustriens avløpsvann**
Virkning av peroksyd og UV-bestråling på klororganisk materiale og farge i celluloseblekeriers avløpsvann
F-81434 Øivind Tryland. Mai 1984
- 14/84 **Driftsassistanse**
Vannrenseanlegg, ÅSV A/S Fundo Aluminium
O-83141 Eigil Iversen, Torbjørn Damhaug. Juni 1984
- 15/84 **Ammonium som forurensningsparameter**
O-83035 Kim Wedum. August 1984
- 16/84 **Driftsoppfølging av Biovac renseanlegg for helårsbolig**
O-82101 Bjarne Paulsrud. September 1984
- 17/84 **Kalkfelling på små renseanlegg**
O-83067 Ragnar Storhaug. Oktober 1984
- 18/84 **Hygienisering av slam ved lufttilførsel (Janca-prosessen)**
O-84050 Bjarne Paulsrud, Gunnar Langeland. September 1984
- 19/84 **Utvikling av lukket mærkonstruksjon.**
Prosessløsning og optimalisering
O-84091 Kjell Maroni, Eivind Lygren, Bjørn Braaten. Oktober 1984. (Sperrret)
- 20/84 **Forurensningsproduksjon fra husholdning**
Halvårlig sommerundersøkelse fra Sydslogen i 1983. Røyken kommune.
F-83451 Lasse Vråle. Oktober 1984
- 21/84 **Luftet lagune for rensing av sigevann**
O-83027 Ragnar Storhaug. April 1985
- 22/84 **Avløpsvannmengder tilført påslippene ved SRV i 1983 og 1984**
O-83090 Lasse Vråle. April 1985

- 1/85 **Spesifikk forurensningsproduksjon fra husholdning**
Enkel litteraturstudie
O-84131-01 Lasse Vråle. Mars 1985
- 2/85 **Kritisk analyse av spesifikke forurensningsmålinger**
O-84131-02 Lasse Vråle. Mars 1985
- 3/85 **Treatment of leachate in aerated lagoons**
Lab-scale study
O-84022 Ragnar Storhaug. Juli 1985
- 4/85 **Fiskeoppdrett på Granerudstøa, Nesodden**
O-85233 Bjørn Braaten, Torbjørn Damhaug. Juni 1985
- 5/85 **Oppdrett av ferskvannskreps ved Mesna Bruk A/S**
Forprosjekt
O-85126 Sigurd Rognerud, Stellan Karlson
Torbjørn Damhaug, Gösta Kjellberg. August 1985
- 6/85 **Driftsassistanse - Vannrenseanlegg ved Steans Fornikling A/S**
O-84157 Øivind Tryland. August 1985
- 7/85 **Spillvarmebasert akvakulturanlegg i Tyssedal**
Forprosjekt
O-85226 Kjell Maroni, Erlend Waatevik. September 1985 (Sperrert)
- 8/85 **Driftsassistanse - Avløpsledning**
Høvik Lys A/S
O-85221 Øivind Tryland, Eigil Iversen,
Åse K. Rogne. August 1985
- 9/85 **Teknologi og miljø i oppdrettsnæring**
O-84159/O-84160 Kjell Maroni. Januar 1985
- 10/85 **Rensing av blyholdig avløpsvann.**
Undersøkelser ved Sønnak Batterier A/S
O-85222 Eigil Iversen, Øivind Tryland. September 1985
- 11/85 **Spillvarmebasert oppdrettsanlegg i tilknytning**
til Sauda Smelteverk A/S
O-84167 Kjell Maroni. April 1985 (Sperrert)
- 12/85 **Overføring av avløpsvann fra Bekkelaget rensedistrikt**
til Sentralrenseanlegg Vest, SRV.
Noen vurderinger av VA-tekniske konsekvenser
O-85147 Lasse Vråle. Oktober 1985
- 14/85 **Vann- og avløpstekniske løsninger for Helleberg hytteområde**
Nordstul, Store-Ble, Notodden kommune
O-85292 Lasse Vråle. Oktober 1985
- 15/85 **Fremdriftsrapport for Frogn Vannverk**
Perioden juni-oktober 1985
O-85211 Lasse Vråle. Oktober 1985
- 17/85 **Landbasert fiskeoppdrettsanlegg i Grimstad**
O-85262/Kristoffer Næs, Eivind Lygren, Torbjørn Damhaug,
Kjell Maroni, Bjørn Braaten. November 1985 (Sperrert)
- 1/86 **NIVANETT på mikrodatamaskin**
O-85207 Oddvar Lindholm. Januar 1986
- 2/86 **Utvikling av resirkuleringsanlegg for fiskeoppdrettsanlegg**
O-81068 Eivind Lygren, Kjell Maroni. April 1986
- 3/86 **Avfall fra skip på norske strender**
O-85174 Tor Moxnes. Mars 1986
- 4/86 **Driftsundersøkelse av sølvvarefabrikkers renseanlegg**
O-82108 Eigil Iversen. Februar 1986
- 6/86 **Minivannverk - forsøk i full skala med prototyp**
O-84114 Tor Moxnes. Mai 1986
- 7/86 **Sanitærbidrag fra yrkesaktive i Ringbygget**
O-85255 Lasse Vråle. Mai 1986
- 8/86 **Virkning av dynamisk regn på hydrogram**
O-86037 Oddvar Lindholm. Juni 1986
- 9/86 **Driftserfaringer fra kalkdoseringsanlegg i vannverk**
O-86092 Jens Arne Ohren. Juni 1986
- 10/86 **Driftsundersøkelse av VIV's direktefiltreringsanlegg**
ved Akersvann
O-86068 Jens Arne Ohren. Oktober 1986
- 11/86 **Følsomhetsanalyse for parametre i**
avløpsnettberegninger. Fase I
O-86012 Oddvar G. Lindholm. Oktober 1986
- 12/86 **Sanitærbidrag fra yrkesaktive i Bosch bygget**
Oppegård kommune
O-86091 Lasse Vråle. November 1986
- 13/86 **Bestemmelse av tilføringsgrad**
O-86195 Lasse Vråle. November 1986
- 14/86 **Heterotrofe mikroorganismer i ledningsnett**
for drikkevann
F-86635 Kari Ormerod. Januar 1987
- 15/86 **Driftserfaringer for hvorveloverløp**
O-85209, E-86638 Ole Jakob Johansen. Desember 1986
- 16/86 **Vannkvalitet Vansjø vannverk**
O-85075 Jens Arne Ohren. Desember 1986.
- 17/86 **Evaluering av ABW-filter**
O-86191 Jens Arne Ohren. Desember 1986
- 18/86 **VIV's direktefiltreringsanlegg ved Akersvann.**
Renseeffekter for alger, algetoksiner og
andre vannkvalitetsparametre
O-86068 Jens Arne Ohren. Desember 1986

WA rapporter utgitt av NIVA

- 1/87 **Overløpsforurensninger**
Teoretiske beregninger
O-85285, O-86638 Oddvar G. Lindholm. Januar 1987
- 2/87 **Testing av pH og oksygenmålere**
Delrapport 1. Test av pHOX og oksygenmålere
O-86167 Tor Sukke. Februar 1987. Sperret
- 3/87 **Akvakulturmuligheter i Lilleelv**
O-86168 Arne Lande. Desember 1986. Sperret