

Filtrering og UV-bestråling – veien fra kommunalt avløpsvann til vanningsvann



Maria
Granlund



Susanne Styve
Klausen

Veileder

Helge Liltved

Universitetet i Agder, 2022

Fakultet for teknologi og realfag

Institutt for ingeniørvitenskap

Obligatorisk egenerklæring/gruppeerklæring

Den enkelte student er selv ansvarlig for å sette seg inn i hva som er lovlige hjelpemidler, retningslinjer for bruk av disse og regler om kildebruk. Erklæringen skal bevisstgjøre studentene på deres ansvar og hvilke konsekvenser fusk kan medføre. Manglende erklæring fritar ikke studentene fra sitt ansvar.

1.	Jeg/vi erklærer herved at min/vår besvarelse er mitt/vårt eget arbeid, og at jeg/vi ikke har brukt andre kilder eller har mottatt annen hjelp enn det som er nevnt i besvarelsen.	<input checked="" type="checkbox"/>
2.	Jeg/vi erklærer videre at denne besvarelsen: ikke har vært brukt til annen eksamen ved annen avdeling/universitet/høgskole innenlands eller utenlands. ikke refererer til andres arbeid uten at det er oppgitt. ikke refererer til eget tidligere arbeid uten at det er oppgitt. har alle referansene oppgitt i litteraturlisten. ikke er en kopi, duplikat eller avskrift av andres arbeid eller besvarelse.	<input checked="" type="checkbox"/>
3.	Jeg/vi er kjent med at brudd på ovennevnte er å betrakte som fusk og kan medføre annullering av eksamen og utestengelse fra universiteter og høyskoler i Norge, jf. Universitets- og høyskoleloven §§4-7 og 4-8 og Forskrift om eksamen §§ 31.	<input checked="" type="checkbox"/>
4.	Jeg/vi er kjent med at alle innleverte oppgaver kan bli plagiatkontrollert.	<input checked="" type="checkbox"/>
5.	Jeg/vi er kjent med at Universitetet i Agder vil behandle alle saker hvor det foreligger mistanke om fusk etter høgskolens retningslinjer for behandling av saker om fusk.	<input checked="" type="checkbox"/>
6.	Jeg/vi har satt oss inn i regler og retningslinjer i bruk av kilder og referanser på biblioteket sine nettsider.	<input checked="" type="checkbox"/>

Publiseringsavtale

Fullmakt til elektronisk publisering av oppgaven

Forfatter(ne) har opphavsrett til oppgaven. Det betyr blant annet enerett til å gjøre verket tilgjengelig for allmennheten (Åndsverkloven. §2).

Alle oppgaver som fyller kriteriene vil bli registrert og publisert i Brage Aura og på UiA sine nettsider med forfatter(ne)s godkjenning.

Oppgaver som er unntatt offentlighet eller tausehetsbelagt/konfidensiell vil ikke bli publisert.

Jeg/vi gir herved Universitetet i Agder en vederlagsfri rett til å gjøre oppgaven tilgjengelig for elektronisk publisering:

JA NEI

Er oppgaven båndlagt (konfidensiell)?

JA NEI

(Båndleggingsavtale må fylles ut)

- Hvis ja:

Kan oppgaven publiseres når båndleggingsperioden er over?

JA NEI

Er oppgaven unntatt offentlighet?

JA NEI

(inneholder taushetsbelagt informasjon. Jfr. Offl. §13/Fvl. §13)

Forord

Denne masteroppgaven er utarbeidet ved institutt for Ingeniørvitenskap som en del av masterprogrammet for Bygg ved Universitet i Agder.

Arbeidet med denne masteroppgaven har vært både spennende, givende og utfordrende. Prosjektet har vært omfattende både i forhold til litteraturbearbeidelse og laboratoriearbeid, men vi har gjennom hele prosessen fått hjelp og veiledning av flere flinke mennesker som vi nå ønsker å takke.

Først og fremst vil vi gi en spesielt stor takk til veilederen vår Helge Liltved som gjennom hele prosjektperioden har vært svært imøtekomende og hjelpsom med alle spørsmål vi har hatt, både store og små. Hans omfattende kunnskap om temaet og interesse for oppgaven vår har bidratt til at arbeidet med dette prosjektet har blitt ekstra givende og interessant. Tusen takk for at vi fikk lov til å jobbe med denne oppgaven, og tusen takk for all hjelp og støtte underveis.

Vi ønsker også å takke de ansatte på renseanleggene på henholdsvis Groos i Grimstad og Saulekilen på His i Arendal for at vi fikk lov til å komme og hente vannprøver hver uke, og for god hjelp i forbindelse med dette. Retter en spesiell takk til Torstein Ravnåsen og Geir Breimyr for vannkarakteristikk fra renseanleggene.

En stor takk rettes til Universitetet i Agder (UiA) for fem svært flotte, lærerike og til tider utfordrende år på ingeniørstudiet innen bygg. Vi ønsker spesielt å takke Rita Sølvi Ditlefsen for både hjelp og oppmuntring med ikke bare dette prosjektet, men også for all hjelp vi har fått i forbindelse med laboratoriearbeid i tidligere prosjekter og oppgaver.

Til slutt ønsker vi å rette en stor takk til våre respektive familier for all oppmuntring, støtte og hjelp vi har fått, ikke bare med denne oppgaven, men også gjennom hele utdanningsløpet vårt. Dere har uten tvil vært uvurderlige diskusjonspartnere, og uten dere hadde veien frem til denne dagen vært mye vanskeligere.

Vi ønsker å gi en spesielt stor takk til følgende personer for all hjelp og oppmuntring i arbeidet med denne masteroppgaven:

Helge Liltved
Groos renseanlegg i Grimstad og Torstein Ravnåsen
Saulekilen renseanlegg på His i Arendal og Geir Breimyr
Universitetet i Agder (UiA)
Rita Sølvi Ditlefsen
Våre respektive familier

Grimstad, 27. mai 2022
Maria Granlund, Susanne Styve Klausen

Summary

As world water demand grows, its reclamation and reuse becomes increasingly important. It is expected that global demand for water will exceed supply by 40% in 2030. In addition, it is expected that the world population will pass 8.5, 9.7 and 10.9 billion people by the end of 2030, 2050 and 2100 respectively. The aim of this study is to investigate the efficiency of UV-light for wastewater disinfection. The quality of wastewater for reuse purposes, such as irrigation, must be in compliance with EU regulations. One of the main purposes of wastewater disinfection is to ensure permanent inactivation and prevent UV-repair of microorganisms, such as thermotolerant coliform bacteria (TCB) including *E. coli*. Water quality is one of many factors that affects the performance of UV-disinfection. Suspended solids, which can shield microorganisms from UV-light can reduce the UV-efficiency. Samples from two different wastewater treatment plants was used to determine the UV-performance. Sufficiently high log inactivation was not achieved with the samples of secondary wastewater treatment. However, the implementation of a sand filter before UV-irradiation led to a reduction of suspended solids and turbidity, as well as a significant reduction in TCB concentration in the range of 52-56%. With the sand-filtration as a final purification step before UV-irradiation, a 5-log inactivation target was effectively met with a UV-dose of 20 mJ/cm². Potential UV-repair can as well be reduced by applying a sufficient UV-dose. Sand-filtration have demonstrated beyond any doubt the improved effectiveness of UV in removal of microorganisms in wastewater.

Innholdsfortegnelse

Obligatorisk egenerklæring/gruppeerklæring	i
Publiseringsavtale	ii
Forord	iii
Summary	iv
Innholdsfortegnelse	v
Figurliste	viii
Tabelliste	xii
1 Innledning	1
2 Samfunnsperspektiv	2
3 Kunnskapsbakgrunn	3
3.1 Avløpsvann	3
3.1.1 Sammensetning av avløpsvann og kommunalt avløpsvann	3
3.1.2 Avløpsnett	3
3.1.3 Avløpsrensaneanlegg	4
3.1.4 Utslippsanordning	5
3.2 Vannkvalitet	5
3.2.1 Fysikalske parametre	7
3.2.2 Kjemiske parametre	11
3.2.3 Biologiske parametre	12
3.2.4 Mikrobiologiske parametre	14
3.3 Behandling av kommunalt avløpsvann	16
3.3.1 Mekanisk rensing	17
3.3.2 Biologisk rensing	18
3.3.3 Kjemisk rensing	21
3.3.4 Fjerning av partikler	21
3.4 Desinfeksjon ved UV-bestråling	23
3.4.1 UV-dose og inaktivering	25
3.4.2 Intensitet, transmisjon og absorpsjon av UV-lys	26
3.5 Inkubasjon av mikroorganismer	27
3.6 UV-reparasjonsmekanismer	27
3.6.1 UV-reparasjon	27
3.6.2 Fotoreaktivering	28
3.6.3 Mørkereparasjon («dark repair»)	30
3.7 UV-anlegg	32
3.7.1 Hovedkomponenter i UV-anlegg	32

3.8	Gjenbruk av avløpsvann	34
3.8.1	Ferskvannsmangel og nødvendigheten av gjenbruk av avløpsvann	34
3.8.2	Standarder, forskrifter og retningslinjer for gjenbruk av rensset avløpsvann	38
4	Forskerspørsmål	41
4.1	Avgrensninger	41
5	Case	43
5.1	Groos renseanlegg	43
5.2	Saulekilen renseanlegg.....	44
6	Metode.....	46
6.1	Litteraturstudium	46
6.2	Casestudie	48
6.3	Fremdriftsplan og veiledningsdokumentasjon.....	49
6.4	Statistikk.....	49
6.5	Laboratoriearbeid	50
6.5.1	Kvalitetssikring av arbeid	50
6.5.2	Helse, miljø og sikkerhet	51
6.5.3	Henting av avløpsvann på renseanlegg for analyse	51
6.5.4	Bestemmelse av suspendert stoff	51
6.5.5	Måling av turbiditet.....	51
6.5.6	Måling av fargetall.....	52
6.5.7	Måling av pH og ledningsevne	52
6.5.8	Produksjon av agarskåler til bakteriedyrking	53
6.5.9	UV-bestråling av rensset avløpsvann.....	53
6.5.10	Bakteriedyrking ved mørkinkubasjon.....	55
6.5.11	Telling av antall termotolerante koliforme bakterier.....	55
6.5.12	Kontrollprøver med rensset avløpsvann før UV-bestråling og fortykning.....	55
6.5.13	Kontrollprøver med destillert vann for kartlegging av eventuelle forurensninger	56
6.5.14	Etterpolering ved bruk av sandfilter før gjennomføring av UV-bestråling	56
6.5.15	Måling av UV-transmisjon og beregning av gjennomsnittlig UV-dose	58
6.5.16	Prøveprosjekt	58
7	Resultat	59
7.1	Resultat fra litteraturstudie.....	59
7.1.1	Vanningsvann i Norge og klassifiseringssystemer	59
7.1.2	Krav og retningslinjer for gjenbruk av rensset avløpsvann til vanningsformål.....	64
7.1.3	Utfordringer knyttet til gjenbruk av rensset avløpsvann som vanningsvann	70
7.1.4	Inaktivering av termotolerante koliforme bakterier ved UV-bestråling.....	73
7.1.5	Innvirkning av fysisk-kjemiske parametre på effekten av UV-bestråling	76
7.1.6	Innvirkning av partikkelfjerning på effekten av UV-bestråling.....	80

7.1.7	Effekt av fotoreaktivering og mørkereparasjon etter UV-bestråling	83
7.1.8	Forhold som påvirker drift og effektivitet av UV-anlegg	90
7.1.9	Gjenbruk av avløpsvann i et bærekraftperspektiv	93
7.2	Laboratorieresultater	96
7.2.1	Vannkarakteristikk	96
7.2.2	Analyse av fysiske og kjemiske parametre i utløpsvann fra Groos og Saulekilen renseanlegg	96
7.2.3	Analyse av mikrobiologiske parametre	100
7.2.4	Analyse av mikrobiologiske parametre etter sandfiltrering.....	105
8	Diskusjon	110
8.1	Nødvendige kvalitetskrav som må oppfylles for at kommunalt avløpsvann skal kunne benyttes som vanningsvann i Norge	110
8.2	Parametre, UV-bestråling, filtrering og UV-reparasjon	113
8.2.1	Fysiske og kjemiske parametre	113
8.2.2	Mikrobiologiske parametre.....	115
8.2.3	UV-bestråling.....	116
8.2.4	Potensiell innvirkning av fotoreaktivering og mørkereparasjon på vanningsvann	118
8.3	Nødvendigheten av å redusere driftsforstyrrelser og sikre tilfredsstillende hygienisk vannkvalitet.....	119
8.4	Gjenbruk av avløpsvann som et bidrag i overgangen til sirkulær økonomi	122
9	Konklusjon.....	125
10	Anbefalinger	127
	Referanser.....	128
	Vedlegg	162

Figurliste

Figur 3-1. Utslippsanordning med utslippsskum og utslippsledning.....	5
Figur 3-2. Eksempler på vannprøver med økende turbiditet (venstre mot høyre).....	8
Figur 3-3. Partikler i vann. Tatt fra [68]. Illustrasjon: Antonio Rodriguez.....	9
Figur 3-4. Eksempler på vannprøver med synkende fargetall (venstre mot høyre).....	10
Figur 3-5. pH-skala med eksempler på sure, nøytrale og basiske løsninger.	11
Figur 3-6. Skjematisk illustrasjon av komplett kloakkrensingsprosess.	17
Figur 3-7. Skjematisk utforming av en mekaniskrensingsprosess.	18
Figur 3-8. Skjematisk prinsipp for en aerob nedbrytningsprosess.	19
Figur 3-9. Skjematisk prinsipp for en anaerob nedbrytningsprosess.	19
Figur 3-10. Ulike systemer for biologisk rensing.	20
Figur 3-11. Aktivslamanlegg (til venstre) og biofilmanlegg (til høyre).	20
Figur 3-12. Skjematisk oppbygging av et enkelt sandfilter.....	22
Figur 3-13. Elektromagnetisk spektrum.	24
Figur 3-14. Hovedklasser av fotoprodukter dannet ved UV-bestråling. Cyklobutyl-pyrimidin-dimer (CPD) (til venstre). Pyrimidin-6-4-pyrimidinon-dimer (6-4 PP) (til høyre).....	28
Figur 3-15. Fotoreaktivering. Dannelse av fotoproduktene CPD og 6-4 PP ved UV-bestråling. Fotolyase reparerer den skadde DNA-sekvensen i nærvær av synlig lys.	29
Figur 3-16. Michaelis-Menten reaksjonsskjema.	29
Figur 3-17. Dobbeltråd heliks-struktur i DNA.....	31
Figur 3-18. Skjematisk sammenligning av UV-reparasjonsmekanismene (a) fotoreaktivering og (b) excision repair.	31
Figur 3-19. Prinsipiell oppbygging av et UV-anlegg med UV-lampe, kvartsglass, bestrålingskammer, UV-sensor, kontrollskap og automatisk stengeventil.	32
Figur 3-20. Eksempel på utforming av en UV-reaktor med UV-lamper, kvartsrør, UV- og temperatursensorer, rengjøringsystem (viskere) og kontrollskap (USEPA, 2006).	32
Figur 3-21. Oversikt over fysisk og økonomisk vannknapphet i verden.....	34

Figur 3-22. Skjematisk fordeling av jordens tilgjengelige vannressurser.	35
Figur 3-23. Samlet globalt ferskvannsutttak for landbruk, industri og husholdningsforbruk siden 1900, målt i kubikkmeter (m ³) per år.	37
Figur 3-24. Globalt ferskvannsutttak etter sektor, årene 1960–2014.	37
Figur 5-1. Forenklet flytskjema for den første delen av renseprosessen for Groos renseanlegg.	44
Figur 5-2. Forenklet flytskjema for den andre delen av renseprosessen for Groos renseanlegg.	44
Figur 5-3. Forenklet flytskjema av renseprosessen for Saulekilen renseanlegg.	45
Figur 6-1. Glassfiberfilter Whatman GF/C til bestemmelse av suspendert stoff.	51
Figur 6-2. Fra venstre: Hach 2100Q fotometer og standardløsning for kalibrering.	52
Figur 6-3. Hach DR 3900 spektrofotometer for måling av fargetall.	52
Figur 6-4. Hach HQ40d multimeter for bestemmelse av pH og ledningsevne.	53
Figur 6-5. Prinsipptegning av kollimert stråle, tatt fra [261] (til venstre). Faktisk utstyrsoppsett benyttet i prosjektet (til høyre).	54
Figur 6-6. Sterilt membranfilter av type Pall Corporation GN-6 MetriceL.	55
Figur 6-7. Oppsett av sandfiltrering (til høyre) og oppstrøms En-media filter med filtermedium sand/grus (til venstre).	57
Figur 7-1. Potensielle eksponeringsveier ved gjenbruk av avløpsvann til landbruksvanning.	71
Figur 7-2. Log-reduksjon (log(N ₀ /N)) av E. coli (●), fekal koliform stamme (□) og Bacillus subtilis (▲) i forbindelse med UV-beståling.	74
Figur 7-3. Antall E. coli per 100 ml prøve i forsøk med UV-doser på 80, 140 og 280 mJ/cm ²	75
Figur 7-4. Sammenheng mellom innhold av E. coli og suspendert stoff (SS) etter UV-bestråling.	77
Figur 7-5. Variasjon i hovedkarakteristikker til en avløpsprøve over tid.	78
Figur 7-6. UV-dose og filtrering på inaktivering av fekale koliforme bakterier for forskjellige typer avløp fra avløpsrenseanlegg i Frankrike.	80
Figur 7-7. Respons av UV-dose før og etter filtrering av rensset avløpsvann.	81
Figur 7-8. Effekten av pre-filtrering på overlevelse av aerobe bakterier i vann gjennomgått UV-behandling. Symbolene står for henholdsvis ufiltrert ■ og filtrert gjennom henholdsvis: ▲ 355 μm, ● 80 μm og ◆ 50 μm.	81

Figur 7-9. Total koliform log-inaktivering med ulike UV-doser for II - secondary; CL – clarified og F - clarified-filtered avløpsprøvene.....	82
Figur 7-10. Effekt av klargjøring og filtrering på TSS i den sekundære vannprøven (II).....	83
Figur 7-11. Fotoreaktiveringspotensial for E. coli: □ ingen desinfeksjon; ● 5 mJ/cm ² ; ○ 20 mJ/cm ² ; ▲ 40 mJ/cm ² ; Δ 80 mJ/cm ²	84
Figur 7-12. Mørkereparasjonspotensial for E. coli: □ ingen desinfeksjon; ● 5 mJ/cm ² ; ○ 20 mJ/cm ² ; ▲ 40 mJ/cm ² ; Δ 80 mJ/cm ²	85
Figur 7-13. Antall bakterier etter UV-bestråling og reparasjon. Stiplet, hvitt og sort stolpediagram er henholdsvis antall bakterier etter UV-bestråling, eksponering for fotoreaktiverende lys og fravær av lys.....	86
Figur 7-14. Fotoreaktivering og mørkereparasjon for totale koliforme bakterier, fekale koliforme bakterier og E. coli bestrålt med ulike UV-doser.....	87
Figur 7-15. Endringer i konsentrasjon av mikroorganismer ved sollyseksponering.....	89
Figur 7-16. Netto fotoreaktivering av totale koliforme bakterier ved forskjellige temperaturer under eksponering for naturlig sollys etter bestråling med UV-dose på 23 mJ/cm ²	90
Figur 7-17. Forhold som påvirker drift/effektivitet av et UV-anlegg.....	91
Figur 7-18. Nivåer av E. coli etter UV-behandling i forsøk med slamflukt.....	92
Figur 7-19. Nivåer av Clostridium perfringens sporer etter UV-behandling i forsøk med slamflukt.....	93
Figur 7-20. FNs 17 bærekraftsmål.....	94
Figur 7-21. Sammenligning av fysisk-kjemiske parametre i utløpsvann fra Groos og Saulekilen renseanlegg på ulike dager: a) SS, b) turbiditet, c) fargetall, d) pH og e) ledningsevne.....	97
Figur 7-22. Forhold mellom fargetall og turbiditet. Turbiditet = 0,566662 + (0,062147*Fargetall). (R ² = 0,827; p < 0,0003).....	98
Figur 7-23. Forhold mellom turbiditet og SS. SS = 0,4037851 + (1,388481*Turbiditet). (R ² = 0,545; p < 0,0001).....	98
Figur 7-24. Sammenligning av filtereffekt mhp. SS.....	100
Figur 7-25. Sammenligning av filtereffekt mhp. turbiditet.....	100
Figur 7-26. Sammenligning av filtereffekt mhp. fargetall.....	100
Figur 7-27. Sammenligning av filtereffekt mhp. pH.....	100

Figur 7-28. Sammenligning av filtereffekt mhp. ledningsevne.	100
Figur 7-29. Sammenligning av vannprøver fra Groos og Saulekilen mhp. konsentrasjon av TKB før UV-behandling.	101
Figur 7-30. Sammenligning av TKB-konsentrasjon i utløpsvann fra Groos og Saulekilen før UV-bestråling. Middelerverdier med konfidensintervall er angitt.	102
Figur 7-31. Bakteriekolonier etter UV-bestråling ved ulike tider: a) prøver fra Groos og b) prøver fra Saulekilen.	103
Figur 7-32. Gjennomsnittlige bakterietall ved økende UV-dose for vann fra Groos og Saulekilen renseanlegg. Kurven er tegnet som «confidence of fit».	104
Figur 7-33. Gjennomsnittlig log inaktivering av TKB etter bestråling med ulike UV-doser for vann fra Groos og Saulekilen renseanlegg. Kurven er tegnet som «confidence of fit».	105
Figur 7-34. Sammenligning av TKB-konsentrasjon før og etter sandfiltrering.	106
Figur 7-35. Bakteriekolonier etter UV-bestråling med ulike bestrålingstider etter sandfiltrering: a) vannprøver fra Groos og b) vannprøver fra Saulekilen.	107
Figur 7-36. Forurenset vannprøve fra Groos.	107
Figur 7-37. Gjennomsnittlig endring i TKB-konsentrasjon ved bestråling med ulike UV-doser etter sandfiltrering for vann fra Groos og Saulekilen renseanlegg. Kurven er tegnet som «confidence of fit».	108
Figur 7-38. Gjennomsnittlig log inaktivering av TKB etter både UV-bestråling og sandfiltrering for vann fra Groos og Saulekilen renseanlegg. Kurven er tegnet som «confidence of fit».	109

Tabelliste

Tabell 3-1. Viktige egenskaper for ulike vannprøver.....	7
Tabell 3-2. Oversikt over kjemikalier som i 2016 ble brukt i kjemisk rensing.	21
Tabell 3-3. Ulike filtertyper og tilsvarende dimensjoneringsverdier.....	23
Tabell 3-4. Egenskaper for kvikksølvlamper.....	33
Tabell 6-1. Oppstrøms En-media filter.	57
Tabell 7-1. Variasjon av vannkvalitet i ulike vannkilder.	59
Tabell 7-2. System for klassifisering av egnethet for jordvanning utarbeidet av SFT.	61
Tabell 7-3. Vurderingsgrunnlag for vanningsvann av Norsk Matanalyse.....	62
Tabell 7-4. Forslag til nytt klassifiseringssystem for vanningsvann i Norge.	63
Tabell 7-5. Kategorier for gjenbruk av avløpsvann og typiske bruksområder.	64
Tabell 7-6. Kriterier for gjenbruk av avløpsvann i ulike medlemsstater i EU.	66
Tabell 7-7. Vannkvalitetsklasser ved gjenbruk av vann, avlingskategorier og tillatt vanningsmetode.	67
Tabell 7-8. Minimumskrav til vannkvalitet ved bruk av gjenvunnet avløpsvann som vanningsvann til landbruksformål.....	68
Tabell 7-9. Minimumsfrekvenser for overvåking av gjenvunnet vann til landbruksvanning.	69
Tabell 7-10. Konsentrasjon av TC, FC og E. coli etter bestråling med forskjellige UV-doser.....	75
Tabell 7-11. UV-behov for tilsvarende partikkelstørrelse.	77
Tabell 7-12. Viktige parametre som påvirker UV-desinfeksjon av avløpsvann.....	79
Tabell 7-13. Fotoreaktiveringsprosent til E. coli under forskjellige lysinkubasjonsbetingelser.	84
Tabell 7-14. Fotoreaktivering og mørkereparasjon i prosent for TC, FC og E. coli bestrålt med UV-doser på 6 og 16 mJ/cm ²	88
Tabell 7-15. Prosentandel produsert avløpsvann gjenbrukt til landbruksvanning.	95
Tabell 7-16. Gjennomsnittlige avløpsvannkarakteristikker for Groos og Saulekilen renseanlegg.	96
Tabell 7-17. Oversikt over de gjennomsnittlige fysisk-kjemiske karakteristikkene, (n=6 og n=4 for henholdsvis Groos og Saulekilen).	96

Tabell 7-18. Korrelasjonskoeffisienter blant utvalgte fysisk-kjemiske vannkvalitetsparametre.....	98
Tabell 7-19. Oppsummering av gjennomsnittlige verdier av fysisk-kjemiske parametre før og etter sandfiltrering (n=2).	99
Tabell 7-20. Statistisk oppsummering av TKB-konsentrasjon i vannet før UV-bestråling.....	101
Tabell 7-21. Korrelasjonskoeffisienter blant de utvalgte fysisk-kjemiske vannkvalitetsparametere i forhold til TKB-konsentrasjon.	102
Tabell 7-22. Oppsummerende statistikk for effekt av UV-bestråling av vannprøver fra Groos og Saulekilen.	103
Tabell 7-23. Oppsummerende statistikk for log inaktivering av TKB etter bestråling med ulike UV-doser.	104
Tabell 7-24. TKB-konsentrasjon i vannprøver fra Groos og Saulekilen før og etter sandfiltrering.	105
Tabell 7-25. Oppsummerende statistikk for effekt av UV-bestråling av vannprøver fra Groos og Saulekilen etter sandfiltrering.....	106
Tabell 7-26. Oppsummerende statistikk for log inaktivering av TKB etter sandfiltrering og UV-bestråling.	108
Tabell 0-1. Grenseverdier for gjenvunnet vann som skal benyttes til vanning regulert av ulike internasjonale myndigheter.....	174

1 Innledning

Det daglige forbruket av naturressurser har over lang tid vært enormt, og en betydelig andel av disse er ikke fornybare. Verden i dag står ovenfor flere miljømessige problemer, blant annet luftforurensning, og ikke minst forurensning av vann. Det er flere land i verden som enten har begrenset tilgang eller ingen tilgang på vann, og Europa er ikke et unntak i denne sammenheng. Ifølge Europakommisjonen [1], opplever en tredjedel av Europas territorium vannstress - et problem som medfører både miljømessige og økonomiske konsekvenser, og som på grunn av befolkningsvekst og klimaendringer er forventet å forverres i fremtiden [2], [3]. Klimaendringer og økte behov i befolkningen vil også kunne føre til at tilgjengeligheten til vann, i tilstrekkelig mengde og kvalitet, vil bli en enda større utfordring i fremtiden [1]. Global vannmangel og vannforurensning har ført til oppfinnelse av både nye løsninger, samt etablering av en bærekraftig vannressursforvaltning som inkluderer vannbevaring og -sparing, vanngjenvinning og gjenbruk, i tillegg til sofistikert planlegging og design [4]. Blant disse er vanngjenvinning og gjenbruk etablerte praksiser for å skape ytterligere vannforsyninger [5]. Bruk av avløpsvann kan for eksempel etter tilstrekkelig behandling utgjøre en potensiell vannressurs som kan være av stor interesse for flere sektorer, blant annet landbruk og industri, spesielt i land som lider av mangel på vannressurser [6]. Ifølge det europeiske miljøbyrået (EEA) [7], er gjenbruk av vann definert som følger:

“Treated wastewater can be indirectly reused when it is discharged into a watercourse, diluted and used again downstream. Direct reuse means the direct supply of treated effluent from the treatment plant to the user. It also can apply to the recharge of an aquifer”.

De veletablerte konvensjonelle renseprosessene for avløpsvannbehandling, for-, primær- og sekundær behandling, gir tilfredsstillende fjerning av den organiske belastningen, som består av suspenderte stoffer og biologisk- og kjemisk oksygenbehov, men ifølge Hassen et al. [6] har disse renseprosessene vist seg å være mindre effektive når det gjelder å fjerne patogene mikroorganismer. Avløpsvann inneholder en rekke ulike patogene organismer, hvorav flere er av spesiell bekymring, blant annet protozoer, som *Cryptosporidium parvum* og *Giardia lamblia*, samt parasittiske ormeegg (*Helminths*) som *Nematoder* [8], [9], [10]. Disse kan forårsake dødelige sykdommer i immunkompromitterte populasjoner, og har vist seg å være resistente mot klorbaserte desinfeksjonsprosedyrer [8], [9], [10]. Det har også blitt rapportert om en økende forekomst av resistente bakterier og nye patogene arter [8]. Det er på bakgrunn av disse årsakene nødvendig at kommunalt avløpsvann gjennomgår en ytterligere behandling hvis det for eksempel skal gjenbrukes som vanningsvann. Ifølge [8], [11] er avansert desinfeksjon selve nøkkelen for at en slik gjenbruk skal kunne gjennomføres. Det som trengs for å benytte denne ressursen er infrastruktur som gjør det mulig å nå de nødvendige kvalitetskravene for det tiltenkte formålet. Gjenbruk av avløpsvann vil på mange områder kunne bli et levedyktig, pålitelig, kvalitetsakseptabelt og økonomisk gjennomførbart alternativ, spesielt siden mange nøkkeltknologier har blitt utviklet de siste tiårene [4]. Hovedformålet med dette masterprosjektet vil derfor være å undersøke hvordan ultrafiolett bestråling kan benyttes som desinfeksjonsmetode av rensset kommunalt avløpsvann i Norge.

2 Samfunnsperspektiv

I henhold til «*The 2020 Human Development Report*» [12], utarbeidet av FNs utviklingsprogram (UNDP), er det forventet at den globale etterspørselen etter vann vil overstige tilgangen med 40% innen år 2030. Det rapporteres i tillegg at ca. 6 milliarder mennesker kan stå ovenfor knapphet på rent vann innen år 2050 [12]. Det finnes nok ferskvann på planeten til å dekke behovet for 7 milliarder mennesker [13], men vannet er ujevnt fordelt, forurenset eller ikke forvaltet på en bærekraftig måte [13], [14], [15]. I tillegg er det forventet at verdens befolkning vil passere henholdsvis 8.5, 9.7 og 10.9 milliarder mennesker innen utgangen av år 2030, 2050 og 2100 [16], noe som vil bety at det om kort tid ikke vil være nok vann til å dekke verdens behov. Det er mange områder i verden som står overfor en alvorlig ferskvannskrise [15], [17]. I henhold til UNICEF [18] opplever nesten to tredjedeler av verdens befolkning alvorlig vannmangel i minst én måned hvert år, og over to milliarder mennesker lever i områder hvor vannforsyningen er utilstrekkelig [18]. Dette gjelder spesielt i områder i Midtøsten, Nord-Kina og Nord-Afrika, samt deler av India, Australia, California og Mexico [15], [19]. Norge er et land som tradisjonelt sett ikke har vært preget av vannmangel, men som i den senere tid har opplevd flere tørkeperioder hvor det har vært nødvendig å innføre begrensninger på vannforbruk [20]. Hetebølgen som traff Europa sommeren 2018 [21], [22] førte til en tørkeperiode, hvor høy temperatur og lite nedbør ga tomme og delvis tomme vannmagasiner og brønner i Sør-Norge [23], [24]. Mangel på nedbør over lengre tid førte også til at det i januar 2021 ble innført stenging av vannet på nattetid i Ulvsvåg i Hamarøy kommune [25]. Klimaendringer vil kunne føre til at slike hendelser vil inntreffe oftere [26], [27], samtidig som at konsekvensene dette medfører vil bli stadig alvorligere i takt med økt befolkningsvekst og urbanisering [15]. Ifølge FNs tall [28] står jordbruk, husholdninger og industri for henholdsvis 72, 16 og 12% av verdens ferskvannsforbruk. Det er derfor helt nødvendig å finne metoder som kan bidra til å løse ferskvannskrisen. En strategi som har blitt trukket frem for å møte denne utfordringen er gjenbruk av avløpsvann [29], [15], [30]. Avløpsvann har tradisjonelt blitt sett på som et avfall som det har vært nødvendig å rense for å forhindre forurensning, før det deretter har blitt sluppet ut i resipienter i naturen [15]. Stadig flere land ser nå derimot de potensielle mulighetene som ligger i avløpsvann. For eksempel blir gjenvunnet avløpsvann benyttet til vanningsformål i de Forente Arabiske Emirater (UAE) [15], [31] og som drikkevann i Singapore [15], [32], [33]. Industrielt prosessvann, rengjøringsvann og vann til konstruksjonsprosesser er andre gjenbrukseksempler [15], [34]. Felles for alle disse bruksområdene er utfordringer knyttet til vannkvalitet. Avløpsvann kan ikke gjenbrukes uten at det har gjennomgått omfattende rensing og prosessering i forhold til for eksempel patogene mikroorganismer og organiske- og uorganiske forurensninger [15], noe som blant annet vil medføre at det må innføres flere hygieniske barrierer basert på desinfeksjon og partikkelseparasjon i rensaneanleggene [15]. Gjenvinning av avløpsvann vil kunne være helt nødvendig i forhold til å løse ferskvannskrisen, og dermed bidra til oppnåelse av FNs bærekraftsmål. Gjenbruk av avløpsvann vil ha en innvirkning på flere av FNs mål (1-5, 7-8) [35] som omfatter blant annet tilgang på vann, forekomst av hendelser som tørke, forvaltning av pålitelige vannressurser, mindre press på ferskvannsressurser og internasjonalt samarbeid [13]. Men det er mål 6, som innebærer en betydelig økning i resirkulering og sikker gjenbruk av vann globalt innen år 2030 [36], [37], som vil påvirkes direkte da økt gjenvinning av avløpsvann, til for eksempel vanningsformål, vil kunne medføre økt frigivelse av vannressurser til blant annet drikkevann.

3 Kunnskapsbakgrunn

3.1 Avløpsvann

3.1.1 Sammensetning av avløpsvann og kommunalt avløpsvann

Avløpsvann er en fellesbetegnelse på vann som er brukt i husholdninger, næringsliv og annen virksomhet [15, p. 19], og som er forurenset gjennom menneskeskapte prosesser [38]. Dette inkluderer følgende vanntyper [15, pp. 284-285], [38]:

- overvann (regnvann og smeltevann)
- spillvann (sanitært avløpsvann) fra husholdninger, institusjoner og arbeidsplasser
- industrielt avløpsvann (fra industriprosesser)
- infiltrasjons-og innlekkingsvann (fremmedvann)
- overløpsvann (vann som går i overløp for å forhindre oversvømmelse i avløpsnett eller overbelastning av renseanlegg)

Kommunalt avløpsvann er i henhold til forureningsforskriften [39] avløpsvann som består av en blanding av sanitært avløpsvann og industrielt avløpsvann og /eller overvann. Det er i tillegg krav om at mengden sanitært avløpsvann må overstige 2000 personekvivalenter (pe) og utgjøre mer enn 5% av avløpsvannet for at det skal kunne betegnes som kommunalt avløpsvann [39].

Avløpsvann inneholder flere næringsstoffer, organiske stoffer og mikroorganismer [38] som gjør at det må transporteres bort, og renses, på en forsvarlig måte før det kan slippes ut i naturen [15, p. 19]. Dette gjøres for å forhindre forurensning av resipienter, som er vannforekomster som mottar avløpsvann [15, p. 35]. En resipient vil for eksempel kunne være vassdrag, innsjøer, elver, bekker og hav [40].

3.1.2 Avløpsnett

Avløpsnett er et transportsystem som samler opp og fører avløpsvann fra bolighus, institusjoner, bedrifter og andre bygninger med innlagt vann [39] til hovedavløpssystemet hvor avløpsvannet blir fraktet til renseanlegg før det slippes ut i naturen [15, p. 30]. Avløpsnett inkluderer rørledningsystemer, tunnelsystemer og pumpesystemer for transport av avløpsvann, samt tilhørende fordrøyningsanlegg, kummer og overløp [41]. Det skiller mellom offentlige og private avløpsnett [39]. Et offentlig avløpsnett er et avløpsnett som er allment tilgjengelig for tilkobling, mens private avløpsnett ikke er allment tilgjengelige [39].

Avløpsvannet som borttransporteres varierer svært mye i både kvalitet og mengde [15, p. 31]. I et hus finnes det vanligvis kun én avløpsledning som skal føre bort spillvannet [15, p. 31]. Denne vannmengden er bortimot konstant fra dag til dag [15, p. 31], men det skal i tillegg også bortføres overvann som kan ha veldig store mengdevariasjoner, alt fra null i tørkeperioder til flomvannsmengder ved kraftig nedbør [15, p. 31]. Det skiller mellom fellessystem og separatsystem [15, p. 31]. I et fellessystem føres både spillvann og overvann til renseanlegget i samme ledning,

mens de to avløpsvanntypene føres til hver sin ledning i et separatsystem [15, p. 31]. Avløpsledninger er normalt konstruert i betong eller PVC-plast [15, p. 32].

Avløpsnettets må ha tilstrekkelig kapasitet, noe som innebærer at det må planlegges, dimensjoneres og prosjekteres riktig i henhold til avløpsmønster, mengde og kvalitet [15, p. 32], samt at ledningene må være selvreisende [15, p. 299]. Dette er svært viktig da det er fare for at avløpsledningene kan bryte sammen på grunn av korrosjon, mekanisk overbelastning eller materialfeil [15, p. 32]. I tillegg er befolkningsvekst, klimaendringer, vedlikeholdsetterslep, fremmedvann og myndighetskrav faktorer som er med på å påvirke avløpsnettets, og som det må tas hensyn til i forbindelse med dimensjonering og overvåking [42].

3.1.3 Avløpsrenseanlegg

Avløpsrenseanlegg er et anlegg for håndtering av avløpsvann som består av en eller flere av følgende hovedkomponenter: avløpsnett, renseanlegg og utslippsanordning [39]. Formålet til renseanlegget er å forhindre forurensning av resipienter som mottar avløpsvann [15, p. 35]. Utslipp av avløpsvann er regulert gjennom forurensningsforskriften [39], som setter krav til utslippsvannets kvalitet i forhold til innhold av suspendert stoff (partikkelinnhold), organisk stoff (biokjemisk- og kjemisk oksygenforbruk) og næringsstoffer (nitrogen og fosfor) [15, p. 35]. Kravene tar utgangspunkt i hvordan utslippene oppstår, størrelse på utslipp og resipienten som skal motta det rensede avløpsvannet [43], og kan settes strengere enn minimumskravene i forskriften dersom dette vil være til det beste for resipienten [15, p. 35] [43], samt ivaretagelse av brukerinteresser [43]. Det kan i tillegg også settes krav til parametere som patogene mikroorganismer (bakterier, virus, parasitter) og organiske og uorganiske miljøgifter [15, p. 35]. Dette er tilfellet flere steder i verden hvor det er nødvendig å gjenbruke avløpsvann til forsyningsvann på grunn av mangel på ferskvann, noe som medfører at avløpsvannet må gjennomgå ekstra rensing slik at det kan benyttes til et slikt formål [15, pp. 35, 410].

Avløpsrenseanlegg er basert på rensemetodene forbehandling, mekanisk-, kjemisk- og biologisk rensing, samt gjeldende renskrav [15, p. 36]. Det er avhengig av hvor godt avløpsvannet må renses hvorvidt et renseanlegg benytter alle fire metodene, eller kun noen av dem [44]. I Norge renses i overkant av 50% av befolkningens avløpsvann i kjemiske og biologisk/kjemiske renseanlegg, 22% mekanisk, 20% er tilknyttet små, separate anlegg, mens de resterende 7% av avløpsvannet ikke renses [45]. I tillegg til det rensede avløpsvannet som slippes ut i resipient, skilles det også ut slam i rensesprosessene [15, p. 36], [45]. Dette slammene kan, etter å ha gjennomgått behandling og kvalitetskontroll i henhold til fastsatte krav [46], benyttes som gjødsel og jordforbedring i landbruket [46], [45].

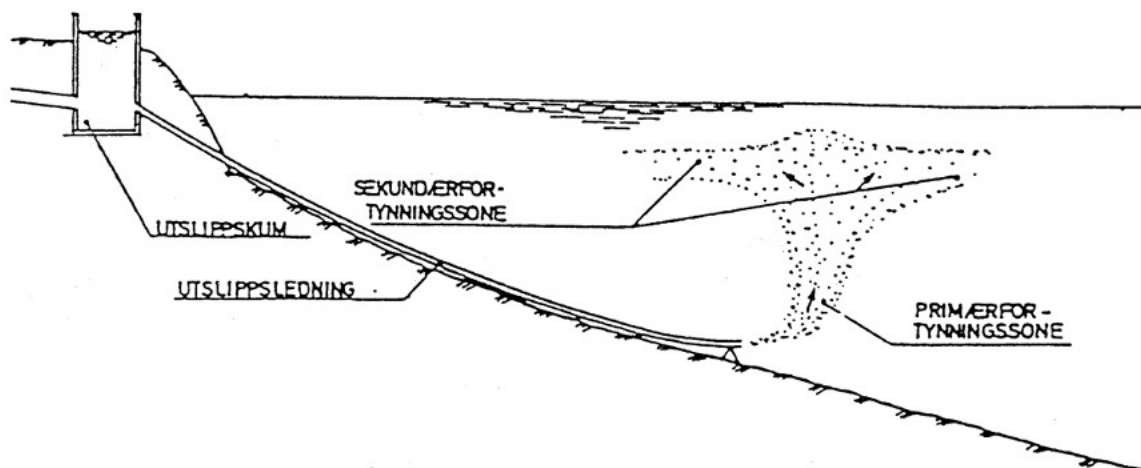
I forbindelse med prosjektering av avløpsrenseanlegg er det nødvendig å ha kjennskap til følgende parametere [15, p. 417]:

- utslippskrav
- avløpsvannets sammensetning og variasjon
- hydraulisk- og forurensningsbelastning på anlegget
- hvilke slamdisponeringsalternativer som finnes

Det er i hovedsak utslippskravene og avløpsvannets sammensetning og variasjon, samt til dels slamdisponeringsalternativer, som vil være bestemmende for hvilken renseprosess som må benyttes [15, p. 417]. Sammensetningen og variasjonen av avløpsvannet, kombinert med belastningen på anlegget, vil danne grunnlaget for anleggets dimensjonering [47, p. 417].

3.1.4 Utslippsanordning

Utslippsanordning, eller utslippsarrangement, benyttes for å frakte det rensede avløpsvannet ut i resipienten [15, p. 38]. Dette utføres ved at avløpsvannet ledes fra en utslippskum på land, gjennom en utslippsledning som ligger for eksempel på sjøbunnen, og ned til det dypet hvor det er ønskelig at avløpsvannet skal slippes ut [48]. Det er viktig at dette gjøres slik at det oppnås størst mulig fortyningseffekt raskest mulig slik at vannkvaliteten på utslippsstedet nærmer seg den vannkvaliteten som er i de omliggende vannmassene etter kort tid [15, p. 38]. Figur 3-1 illustrerer hvordan en utslippsanordning fungerer på dypt vann.



Figur 3-1. Utslippsanordning med utslippskum og utslippsledning. Tatt fra [48].

Prosesen som inntreffer vil være at det avløpsvannet som har blitt sluppet ut vil ha lavere tetthet enn de omkringliggende vannmassene [15, p. 38], og vil dermed stige oppover mot overflaten [15, p. 43]. Dette vil derimot skje samtidig som at avløpsvannet fortynges av det omliggende vannet kalt primærfortynningssonen [15, p. 38]. Videre vil tettheten synke slik at den vil nærme seg tettheten til resipienten [15, p. 38]. Dette vil føre til at utslippsvannet fortynges enda mer og brer seg utover i det som kalles sekundærfortynningssonen [15, p. 38]. Denne prosessen vil ideelt sett innebære at utslippsvannet innlagres i resipienten [49], og dermed aldri når overflaten [15, p. 38].

3.2 Vannkvalitet

Vannets sammensetning kan påvirke både menneskers og dyrs helse, og kan påvirke den økologiske balansen i naturen. Erkjennelsen av dette har ført til et økende fokus på vannkvalitet, som på sin side er avhengig av hva som finnes i vannet [50].

Avløpsvann reflekterer i stor grad en sammensetning av den livsstilen og de teknologiene som praktiseres i samfunnet [51], [52], og består av en kompleks blanding av organisk- og uorganisk stoff samt menneskeskapt forbindelser. I kloakk er tre fjerdedeler av organisk karbon tilstede som karbohydrater, proteiner, fett, aminosyrer og flyktige syrer. De uorganiske bestanddelene inkluderer store konsentrasjoner av natrium, kalsium, kalium, magnesium, svovel, fosfat, klor, ammoniumsalter, bikarbonat og tungmetaller [52], [53], [54]. I avløpsvann finnes det også et bredt spekter av mikroorganismer, spesielt bakterier, virus og protozoer, siden avløpsmiljøet utgjør et ideelt medium for slike mikroorganismer. De fleste av disse utgjør ingen fare for verken helse eller miljø, og vil tvert imot bidra til den økologiske balansen, og kan benyttes i biologisk rensing. En andel av disse mikroorganismene er derimot skadelige og sykdomsframkallende. De skadelige og sykdomsframkallende mikroorganismene som finnes i kloakk er blant annet bakterier som forårsaker kolera, tyfus og tuberkulose; virus som forårsaker smittsom hepatitt; protozoer som forårsaker dysenteri og eggene til parasittiske ormer [52], [55], [56].

Det er nødvendig å måle flere forskjellige egenskaper for å kunne karakterisere vannkvalitet, noe som gjøres ved å utføre analyser under et bredt spektrum av fysiske, kjemiske og biologiske karakteristikk. Det kreves kunnskap og en god forståelse om vannkvalitet og de ulike egenskapene, og dermed kan kostnaden for slikt analytisk arbeid være betydelig, noe som vil føre til en begrensning av egenskaper som undersøkes for en bestemt vannprøve, og som vil være avhengig av formålet [50], [53], [57]. Tabell 3-1 er de viktigste egenskapene som mest sannsynlig vil benyttes for analyse i ulike vannprøver oppsummert.

Tabell 3-1. Viktige egenskaper for ulike vannprøver. Tatt fra [53].

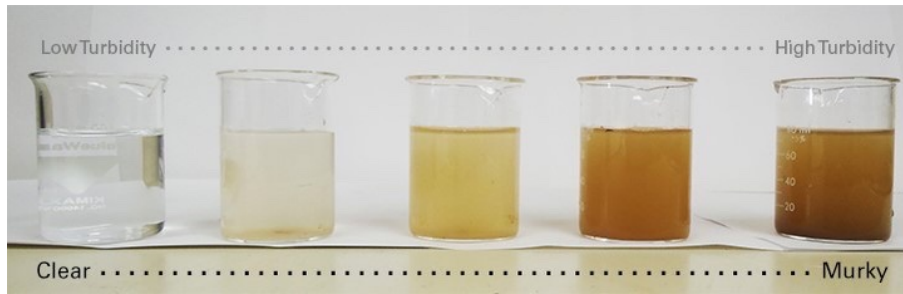
Egenskaper	Innsjøvann	Drikkevann	Råkloakk	Kloakkavløp
pH	x	x	x	x
Temperatur	x	x	x	
Farge	x	x		
Turbiditet	x	x		
Smak		x		
Lukt	x	x		
TLS	x	x		
SS			x	x
Konduktivitet	x	x		
Radioaktivitet	x	x		
Alkalitet	x	x	x	x
Aciditet	x	x	x	x
Hardhet	x	x		
DO	x	x		
BOF	x		x	x
PV, KOF eller TOK	x		x	x
Organisk nitrogen			x	x
Ammoniakk nitrogen	x		x	x
Nitritt nitrogen	x		x	x
Nitrat nitrogen	x	x	x	x
Klorid	x	x		
Fosfat	x		x	x
Syntetisk vaskemiddel	x		x	x
Bakteriologiske tellinger	x	x		

TLS = totalt løst tørrstoff; SS = suspendert stoff; DO = oppløst oksygen; BOF = biokjemisk oksygenforbruk; PV = permanganattall; KOF = kjemisk oksygenforbruk; TOK = totalt organisk karbon.

For å kunne bestemme og vurdere vannkvalitet er det avgjørende å vite hvilke stoffer som er i vannet, hvor mye det er av de, og på hvilken form disse stoffene befinner seg i vannet [50]. På grunn av et stort antall vannkvalitetsparametere, vil kun de viktigste bli diskutert i de påfølgende avsnittene.

3.2.1 Fysikalske parametre

Turbiditet: Turbiditet er en parameter for bestemmelse av uklarhet i vann på grunn av suspendert stoff [58], [15, p. 110], [59]. Turbiditet er dermed et mål på vannets partikkelinnhold (grumsethet) [15, pp. 107, 110], [60], hovedsakelig mengden finpartikulært materiale [58], [61]. Turbiditet er en optisk karakteristikk av vann [62], og bestemmes gjennom optisk måling av lysgjennomgang eller lysrefleksjon i vannet [63]. Desto høyere intensiteten av spredt lys er, jo høyere er turbiditeten [62], [64]. Eksempler på partikler som forårsaker turbiditet er leire, silt, breslam, finfordelt organisk og uorganisk stoff, mikroorganismer (blant annet virus, bakterier og parasitter), plankton og alger [15, p. 110], [62], [61]. Figur 3-2 viser eksempler på vannprøver med ulik turbiditet.



Figur 3-2. Eksempler på vannprøver med økende turbiditet (venstre mot høyre). Tatt fra [65].

Turbiditet benyttes først og fremst som en parameter i drikkevannsanlegg [15, p. 110], da det utføres kontrollmålinger av turbiditet på inn- og utløp på vannverk og renseanlegg [64], men turbiditet blir også stadig oftere brukt som en parameter for bestemmelse av klarhet i rensed avløpsvann [15, p. 110]. Turbiditet kan måles i både FNU (Formazine Nephelometric Units), FTU (Formazine Turbidity Units) og NTU (Nephelometric Turbidity Units) [15, p. 110], [58]. Alle tre har samme verdi da de benytter samme referanse som er interferensen av lys som passerer en suspensjon av 1 mg/l silisiumoksid [15, p. 110]. Dette medfører at også SiO_2/l kan fremkomme som måleenhet for turbiditet [15, p. 110].

Høy turbiditet vil kunne føre til en reduksjon i effekten av desinfeksjonsmetoder [58], [62], [61]. Dette skyldes at partikler vil kunne innkapsle mikroorganismer, og på den måten skjerme dem fra UV-bestråling, klorering og ozonering [58], [62], [61]. Det er på grunn av dette at det i drikkevannsforskriften [66] ikke anbefales at turbiditeten ut fra vannbehandlingsanlegg overskrider 1 FNU ved vannforsyningsystemer som benytter overflatevann [61]. Høy turbiditet vil også kunne føre til lekkasjer da stor partikkelmengde vil kunne tette rør, utstyr og gi skade på pakninger [58], i tillegg til å gjøre vannet ugjennomsiktig og grumsete [62], noe som gir det et dårlig estetisk utseende [58].

Suspendert stoff: Avløpsvann inneholder mye partikler som gjør at turbiditetsmåling ikke er en spesielt godt egnet metode for bestemmelse av partikkelinnhold [15, p. 113]. Unntaket er på godt rensed avløpsvann [15, p. 113]. Suspendert stoff er derimot en parameter som det er vanlig å benytte for måling av mengden partikler i avløpsvann [15, p. 113]. Dette er en vannkvalitetsparameter som angir vekten av suspenderte partikler per volumenhet i vann [15, p. 111], og oppgis i enheten $\text{g SS}/\text{m}^3$ eller mg/l [15, p. 113], [67]. Figur 3-3 viser et eksempel på innhold av partikler i vann.



Figur 3-3. Partikler i vann. Tatt fra [68]. Illustrasjon: Antonio Rodriguez.

Det suspenderte stoffet i avløpsvann består av både organisk og uorganisk materiale og inneholder i stor grad mikroorganismer, som for eksempel i avløpet fra biologiske renseprosesser hvor det suspenderte stoffet i hovedsak består av bakterier [15, p. 113].

Suspendert stoff er en svært viktig parameter innen avløpsteknikk da den benyttes både ved dimensjonering og drift-og utslippskontroll av avløpsrenseanlegg [15, p. 111]. Suspendert stoff bestemmes ved filtrering eller sentrifugering [67] av vannprøver, hvor filteret blir tørket og det avsatte materialet deretter veid for bestemmelse av SS-konsentrasjon [15, p. 111]. Eksempler på typiske verdier for suspendert stoff er mindre enn 1 mg/l i naturlig vann, 200 mg/l i kommunalt avløpsvann og mindre enn 20 mg/l i renset kommunalt avløpsvann [15, p. 111].

Konduktivitet: Ledningsevne (konduktivitet) er et mål på vannets totale saltinnhold [15, pp. 105, 125] [69], og dermed dets evne til å lede elektrisk strøm [70]. Ledningsevne gir informasjon om hvor mye oppløste stoffer, kjemikalier og mineraler som finnes i vannet [71], og er proporsjonal med saltinnholdet (ioneinnhold) [72]. Dette betyr at jo høyere saltmengder vannet inneholder, jo høyere blir ledningsevnen [71]. Hydrogenkarbonat (bikarbonat), klorider, sulfater, nitrater og fosfater er eksempler på viktige salter i vann [15, p. 125]. Ledningsevne måles i $\mu\text{S}/\text{cm}$ (mikrosiemens/centimeter) [15, p. 105], og typiske verdier for destillert vann, naturlig ferskvann og avløpsvann er henholdsvis $4 \cdot 10^{-2}$, 1 og 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ [15, p. 105]. Havvann har derimot en ledningsevne på 35 mS/cm [15, p. 105].

Ledningsevne er en parameter innen vann-og avløpsteknikk som primært har betydning i forbindelse med korrosjon og avherding [15, p. 105] da høyt saltinnhold kan føre til korrosjon av metall og betong i kloakkledningsnettet [69], [73], samt beleggdannelse [73]. Dette kan medføre vanskeligheter i forbindelse med for eksempel drift av avløpsrenseanlegg [73], og endringer i ledningsevne som inntreffer brått bør derfor alltid kartlegges for å finne årsaken [74], [58]. I forbindelse med avløpsrenseanlegg vil betydelige endringer i ledningsevne kunne indikere forurensinger i vannet, og være et eventuelt tegn på en kloakklekkasje [71]. Den totale saltmengden vil også kunne ha stor innvirkning på behandlingsprosesser for avløpsvann da et høyt saltinnhold vil medføre at mindre oksygen blir løst opp, noe som kan påvirke bakteriene ved det biologiske

behandlingstrinnet [73]. Det er hovedsakelig biologisk nitrogenfjerning som forårsaker endringer i ledningsevne i avløpsrensaneanlegg [69].

Fargetall: Fargetall er et mål på vannets innhold av naturlig organisk materiale (NOM), også kalt humus [15, p. 107], [74]. Humus finnes i alt overflatevann [75], [76], og er en kompleks blanding av organiske makromolekyler som dannes ved langsom mikrobiell og kjemisk nedbryting og omdanning av plantemateriale i naturen [75], [58]. Stoffer som jern og mangan vil også kunne gi farge på vannet [58]. Fargetall har benevnelse mg Pt/l [77], noe som skyldes at det opprinnelig ble målt gjennom sammenligning av fargetall på destillert vann tilsatt platinakoboltklorid og fargen på den aktuelle vannprøven som skulle analyseres [15, p. 107]. I dag bestemmes fargetall vanligvis spektrofotometrisk [15, p. 138] gjennom måling av graden av lysgjennomtrenging når vannprøver blir gjennomstrålet med lys med bølgelengde på 436 nm [15, p. 107].

Humusinnhold høyere enn 15 mg Pt/l vil gi vann en synlig gulbrun farge [61] [15, p. 118], mens verdier over 25-30 mg Pt/l vil gi en fremtredende farge [15, p. 118] [61]. Figur 3-4 viser eksempler på flere vannprøver med ulikt fargetall.



Figur 3-4. Eksempler på vannprøver med synkende fargetall (venstre mot høyre). Tatt fra [78].

Humus fungerer som en pH-indikator [76] da fargetallet øker samtidig som at pH øker [76], [15, p. 107]. Det er derfor anbefalt at det bør oppgis ved hvilken pH fargetallet er bestemt [15, p. 107]. Vannet bør også filtreres før bestemmelse av fargetall [15, p. 107]. Dette skyldes at partikler i vannet vil kunne påvirke fargeanalysen [15, p. 107].

Tilstedeværelse av humus vil kunne føre til en reduksjon i effekten av ulike desinfeksjonsmetoder [61]. I forbindelse med UV-bestråling vil vann med innhold av humus føre til en rask svekkelse av strålingsintensitet [61], mens effekten av ozon vil kunne inaktiveres ved at organisk stoff oksideres [61]. Klor vil derimot inaktiveres ved at det reduseres til klorid ved oksidasjon av organisk stoff [61]. Høyt humusinnhold vil også kunne forårsake korrosjon ved at det oppstår avleiringer i ledningsnett som vil kunne føre til at slam kan komme inn i kranene [61], [15, p. 118].

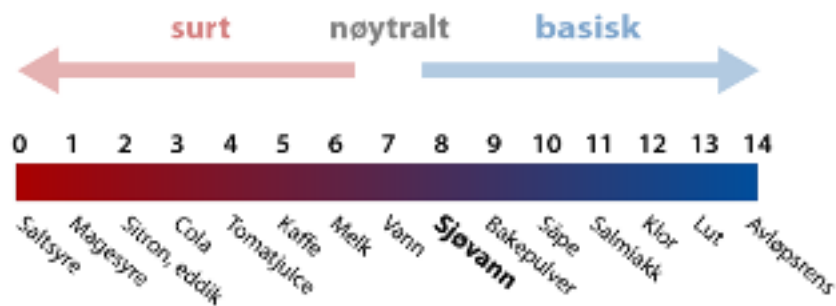
3.2.2 Kjemiske parametre

pH: pH angir surhetsgraden på vann [15, p. 88], og er et mål på innholdet av hydrogenioner (H^+) [74] angitt i mol/l [15, p. 88]. Definisjonen av pH er [15, p. 88]:

$$pH = -\log[H^+] \quad (3.1)$$

som viser at pH er lik den negative Briggske logaritmen til hydrogenkonsentrasjonen [79].

pH angis på en skala fra 0-14 [74], [79], hvor en pH på 7 indikerer nøytralitet [80]. Løsninger med pH-verdier under 7 regnes som syrer, mens løsninger med pH over 7 regnes som baser [80] (Figur 3-5).



Figur 3-5. pH-skala med eksempler på sure, nøytrale og basiske løsninger. Tatt fra [81]. Illustrasjon: Ellen Viste.

pH-skalaen er logaritmisk [15, p. 88]. Dette innebærer at en reduksjon i pH med én enhet vil tilsvare en tidobling av H^+ -konsentrasjonen i en løsning [15, p. 88], [82]. En løsning med pH på 6 vil derfor være 10 ganger surere enn en løsning med pH 7, mens en pH på 5 vil være 100 ganger surere enn en løsning med pH 7, og inneholde 100 ganger så høy konsentrasjon av H^+ -ioner [82]. Vann som er helt rent, uten andre forbindelser, vil ha en nøytral pH [15, p. 88], mens naturlig vann normalt vil ha en pH liggende i området 6-8 [15, p. 105].

Innenfor renseprosesser i avløpsteknikk har pH stor betydning [15, p. 105]. Det er for eksempel nødvendig med en pH-verdi i nærheten av 6 for at det skal oppnås gode fellingsbetingelser for fjerning av fosfor i avløpsvann ved hjelp av jernutsetting [15, p. 105], mens den i forhold til biologiske prosesser bør ligge i området 6-9 for å unngå forstyrrelser av den biologiske omsetningen [15, p. 105]. Vann med lav pH vil være surt og kan forårsake korrosjon og tæring på ledningsnett og tekniske installasjoner [83], [74], [84], [85], noe som vil kunne medføre at helseskadelige stoffer som tungmetaller blir løst i vannet [74]. Høye pH-verdier kan derimot føre til avleiringer av kalsium- og magnesiumkarbonat i vannrør og vannbrukende apparater [83], [86].

Organisk stoff: Organisk stoff spiller en viktig rolle i både drikkevann og avløpsvann, og inkluderer en rekke enkeltstoffer som for eksempel naturlig organisk materiale (NOM), oksygenforbrukende stoffer (karbohydrater, fett, proteiner, osv.) og organiske mikroforurensninger (pesticider, klorerte organiske forbindelser, osv.) [50]. Organiske forbindelser er generelt ustabile og kan stabiliseres gjennom biologisk eller kjemisk oksidasjon til relativt inerte sluttprodukter som CO_2 , NO_3 og H_2O [50], [87]. Organisk stoff i vann kan bestemmes gjennom følgende parametre [50], [87]:

- BOF (biokjemisk oksygenforbruk) - BOF angir oksygenforbruket som er nødvendig for bakterier å bryte ned organisk stoff. Fullstendig oksidasjon oppnås vanligvis i løpet av 21-28 dager, men som oftest bestemmes BOF etter 5 dager (BOF_5), og oppgis som den mengden oksygen som forbrukes etter 5 dagers inkubasjon uttrykt i milligram per liter. BOF representerer kun den biologisk nedbrytbare delen av organisk forurensning.
- KOF (kjemisk oksygenforbruk) - KOF angir mengden oksygen som kreves for kjemisk oksidasjon med kaliumpermanganat (KOF_{Mn}) og kaliumdikromat (KOF_{Cr}).
- TOK (totalt organisk karbon) - TOK angir mengden karbon som finnes i vann, og er proporsjonal med innholdet av organisk stoff.

Informasjon om mengden av organisk stoff i behandlet vann gir en indikasjon på potensialet for gjenvækst av heterotrofe bakterier i reservoarer og distribusjonssystemer. Organisk stoff som slippes ut i naturlig vann kan forårsake en rask økning i vekst av mikroorganismer som bruker opp oksygenet som er nødvendig for annet liv i vannet [88], [89].

3.2.3 Biologiske parametre

Tilstedeværelse eller mangel på levende organismer, kan være en av de mest nyttige indikatorene på vannkvalitet [90], [91]. Biologiske vannegenskaper brukes til å beskrive tilstedeværelsen av mikrobiologiske organismer og vannbårne patogene mikroorganismer. De viktigste biologiske parametre som påvirker vannets kvalitet inkluderer alger, virus, bakterier og parasitter, som protozoer og helminter [50], [90], [91].

Alger: Alger er mikroskopiske planter, som inneholder fotosyntetiske pigmenter som for eksempel klorofyll [90]. Alger har mange viktige og gunstige funksjoner i ferskvannsmiljøer, som blant annet produksjon av oksygen og forbruk av karbondioksid. De fungerer også som en base for den akvatiske næringskjeden ved at de fjerner både næringsstoffer og forurensninger fra vannet, i tillegg til å stabilisere sedimenter. Alger kan imidlertid også ha skadelige effekter for akvatiske systemer gjennom store algeoppblomstringer, noe som kan sette de organismene som lever i eller er avhengige av disse systemene i fare. Alger kan forårsake smaks- og luktproblemer, noe som vil gjøre vannet uegnet som drikkevann. I tillegg produserer de algetoksiner og gir overbelastning i resipienter med organisk stoff [50], [92], [90].

Virus: Virus er de minste og ikke-cellulære organismene som kan spre infeksjon og kan forårsake sykdom. Virus består av et RNA- eller DNA genom som er innelukket i en proteinkappe. Vanlig variasjon i størrelsesorden er i området fra omtrent $0,02 \mu\text{m}$ til $0,25\text{-}0,40 \mu\text{m}$ [50], [93]. Virus kan smitte alle livsformer: mennesker, dyr, planter og mikroorganismer, inkludert bakterier, men kan ikke vokse utenfor en levende organisme. Kloakk inneholder vanligvis betydelige mengder av ulike virus. De viktigste parameterne blant virusgruppen er blant annet enterovirus, hepatitt, rotavirus og norovirus, som alle måles per 100 ml [57], [94]. Identifikasjon og optelling av virus krever spesielle apparater og teknikker. De konvensjonelle vannbehandlingsprosessene vil ikke vanligvis kunne gi en sikker fjerning av virus på grunn av deres lille størrelsesorden. En vanlig desinfeksjonsprosess vil derimot kunne inaktivere virus, men ulike virus kan ha ulik grad av resistens overfor forskjellige desinfeksjonsmidler [50], [57].

Bakterier: Bakterier er encellede organismer, som varierer i størrelse fra ca. 0,5-5 μm , og som forekommer i tre grunnleggende celleformer: stavformet (basiller), kule/sfæriskformet (kokker) og spiralformet (spiriller) [57], [90], [95]. Reproduksjon skjer ved binær fisjon og generasjonstiden kan være så kort som 20 minutter under gunstige forhold, mens noen bakterier kan danne resistente sporer som kan forbli i dvale i lange perioder under ugunstige forhold og reaktiveres ved retur av passende forhold [57]. De fleste bakterier foretrekker en mer eller mindre nøytral pH, selv om noen arter kan eksistere i svært sure eller svært alkaliske miljøer [57]. Ved lave temperaturer vokser og reproduserer bakterier sakte, men ved økende temperaturer vil vekst- og reproduksjonshastigheten derimot dobles for hver ytterligere 10°C opp til den optimale temperaturen som vil variere for ulike bakteriearter. Den optimale temperaturen for flertallet av bakterier er på ca. 35°C [90]. Det eksisterer omkring 1500 kjente bakteriearter som er klassifisert i henhold til ulike kriterier som blant annet størrelse, form og gruppering av celler; koloniegenskaper; vekstkrav; og lignende. Det skilles også mellom aerobe, anaerobe og fakultative bakterieformer [57], [90]. De fleste bakterier er ufarlige og er heller gunstige for miljøet, andre kan derimot spre infeksjon og forårsake sykdom hos både mennesker og dyr. Et bredt spekter av gastrointestinale sykdommer er forårsaket av bakteriell forurensning av vannforsyninger eller mat [57], [90]. Blant de viktigste parameterne er fekale *Streptokokker*, *Escherichia coli* (*E. coli*), *Shigella* og *Salmonella* [94].

Parasitter: I denne gruppen skilles det hovedsakelig mellom protozoer og helminter.

Protozoer er encellede organismer som er større enn bakterier, og som har en variasjon i størrelsesorden fra 5-100 μm [57], [96]. Protozoer reproduseres ved binær fisjon, hvor aseksuell er den vanligste formen for reproduksjon. Multipel aseksuell deling forekommer i noen former. Alle frittlevende protozoer trenger vann for å overleve og er derfor i hovedsak akvatiske og trives i ferskvann (inkludert jord), brakk og marine habitater [96]. Det skilles mellom fire hovedgrupper av protozoer som har betydelig morfologisk og fysiologisk mangfold: amøbegruppen (*Sarcodina*), flagellater (*Mastigophora*), ciliater (*Ciliophora*) og sporozooer (*Apicomplexa*). De mest fryktede patogene protozoene er *Giardia lamblia* og *Cryptosporidium*, som begge er svært motstandsdyktige mot vanlige desinfeksjonsmidler og som dermed kan være en kilde til vannbåren infeksjon, samt forårsake alvorlige sykdomsutbrudd [50], [57], [96].

Helminter er derimot mer kompliserte flercellede organismer. Denne gruppen utgjør et stort helse problem, spesielt i U-land på grunn av dårlige sanitære forhold [50], [97]. Helminter, som infiserer og bor i menneskets tarmkanal, er en genetisk mangfoldig gruppe parasitter som inkluderer flere forskjellige nematoder (rundormer), cestoder (bendelorm) og trematoder (flukes), og kan variere i lengde fra 0,3 mm (f.eks. *T. canis* and *A. braziliense* larver) til 12 m (f.eks. voksen *T. saginata*) [98]. Mange av disse helmintene overføres gjennom den fekale-orale infeksjonsveien ved inntak av parasittegg, som vanligvis forekommer i forurenset mat eller vann [97], [98]. De mest alvorlige og viktigste typene av herminter er *Ascaris lumbricoides* som kan være dødelig, og *Schistosoma mansoni*, som kan penetrere hud og bruke mennesker som vert [50].

3.2.4 Mikrobiologiske parametre

Mikrobiologiske parametre baserer seg på såkalte mikrobielle indikatororganismer, som vanligvis brukes for å påvise eventuell fekal forurensning av næringsmidler eller vann. De mikrobielle indikatororganismene som det skal testes for er spesifisert i den norske drikkevannsforskriften, og inkluderer følgende indikatorer: kimtall (22°C), koliforme bakterier, *E. coli*, intestinale enterokokker og *Clostridium Perfringens*. Indikatororganismer er vanligvis ikke patogene, men kan signalisere om mulig forekomst av sykdomsfremkallende mikroorganismer som bakterier, virus eller parasitter som stammer fra avføring fra mennesker eller dyr [99], [100].

Kimtall – Totalt antall bakterier: Kimtall er en indikator som omfatter naturlig forekommende mikroorganismer (bakterier, sopp, gjær), og kan brukes til å vurdere det generelle bakterieinnholdet i vann [88], [99]. Kimtall representerer kun de bakteriene som kan vokse og produsere synlige kolonier på et medium under foreskrevne forhold som temperatur og inkubasjonstid, og kan dermed ikke gi informasjon om alle bakterier som er tilstede i vann. Denne parameteren analyseres i henhold til NS-EN ISO 6222 og inkubasjon ved 22°C. Den benyttes til å kontrollere desinfeksjonseffekt og til overvåking av begroing i distribusjonssystemet. Den kan også være nyttig i vurderingen av effektiviteten av vannbehandling, samt generell bakteriologisk aktivitet i vannfordelingsnett. Dersom funn overstiger tiltaksgrensen på 100 CFU/ml, må årsaken til dette undersøkes [88], [99].

Koliform grupp: I 1855 publiserte Snow J. sitt arbeid [101] angående hvordan gastrointestinale sykdommer, som kolera, kan overføres via fekal forurenset vann. Smith T. [102] kom på sin side i 1895 frem til at tilstedeværelse av bakterien som da var kjent under navnet *Bacillus coli communis*, kunne betraktes som «en verdifull indikasjon eller et symptom på forurensning». Det var hans arbeid som førte frem til at det i dag er den koliforme gruppen som brukes som en indikator for fekal forurensning [103].

Koliforme bakterier er en viktig gruppe i familien *Enterobacteriaceae*, som utgjør omtrent 10% av tarmmikrofloraen, og kan vokse og isoleres fra tarm hos mennesker og dyr [99], [104]. Den koliforme gruppen er basert på en kombinasjon av stammens morfologi og biokjemiske egenskaper. Disse bakteriene defineres generelt som gram- og oksidase-negative, ikke-sporedannende, aerobe eller fakultative anaerobe stavformede bakterier, og som fermenterer laktose med både gass- og syreproduksjon i løpet av 48 timer under inkubasjon ved 35-37°C [88], [104], [105], [103]. En nyere definisjon er derimot genotypisk og basert på erkjennelsen av at for å fermentere laktose må organismer ha β -galaktosidaseaktivitet. β -galaktosidase er et enzym som spalter laktose til glukose og galaktose [88], [103]. Det er på bakgrunn av dette at koliforme bakterier defineres som medlemmer av en slekt eller art innenfor familien *Enterobacteriaceae*, som er i stand til å vokse ved temperaturer på 37°C og har β -galaktosidase [88], [103]. Koliforme bakterier tilhører på generelt grunnlag arter som for eksempel *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Escherichia*, *Klebsiella* og *Hefnia*. Disse artene er bakterielle indikatorer på sanitær kvalitet i både mat og vann [88], [104]. Koliforme bakterier kan være både av fekal og ikke fekal opprinnelse, men de finnes vanligvis i store konsentrasjoner i avføringen til varmblodige dyr, men kan også forekomme i vannmiljøer, jord og vegetasjon [88], [104].

Koliforme bakterier vil sannsynligvis ikke forårsake sykdom, men de kan i drikkevann være en indikasjon på tilstedeværelse av sykdomsfremkallende organismer i selve vannsystemet, eller indikere svikt i vannbehandlingssystemet [88], [99], [104].

Termotolerante koliforme bakterier: Termotolerante koliforme bakterier (TKB) er definert som en gruppe koliforme bakterier som er i stand til å fermentere laktose under inkubasjon ved 44-45°C i løpet av 24 timer [88], [100]. Disse bakteriene oppfører seg på samme måte som de fleste patogene bakterier i miljøet, og de brukes derfor som indikatorer på fekal forurensning. Termotolerante koliforme bakterier omfatter slekten *Escherichia* og i mindre grad arter av *Klebsiella*, *Enterobacter* og *Citrobacter*. Termotolerante koliforme bakterier kan imidlertid noen ganger forekomme fra ikke-fekale kilder, og anses derfor for å være mindre spesifikke indikatorer på fekal forurensning enn det *E. coli* er [88], [100].

Escherichia coli (E. coli): *E. coli* defineres generelt som termotolerante koliforme bakterier som er i stand til å fermentere laktose og mannitol med produksjon av syre og gass, produsere indol fra tryptofan, samt gro under inkubasjon ved 44-45°C. Bakteriene kjennetegnes også av nærvær av enzymene β -galaktosidase og β -glukuronidase [88], [100]. *E. coli* forekommer i avføringen til mennesker og andre varmblodige dyr, og finnes ofte i store konsentrasjoner i avløpsvann [99], [100]. Ulike *E. coli*-stammer kan forårsake alvorlig sykdom hos både mennesker og dyr [106]. Et eksempel er gastroenteritt som kan utgjøre en høy risiko for nyfødte og barn under 5 år. I tillegg kan andre *E. coli*-stammer føre til flere sykdommer, blant annet diaré [106]. *E. coli* kan utgjøre ca. 80-90% av TKB [107].

E. coli er, selv om den er mer følsom ovenfor desinfeksjon enn mange andre patogene organismer (spesielt virus og protozoer), en mye brukt indeks for fekal forurensning, samt indikator på behandlingseffektivitet [88], [100]. Selv om *E. coli* vanligvis ikke forårsaker sykdom, vil de ved påvisning kunne være en indikasjon på at sykdomsfremkallende bakterier, virus og parasitter er tilstede. Derfor skal det ved funn av *E. coli* i drikkevann umiddelbart iverksettes tiltak [99].

Intestinale enterokokker: Intestinale enterokokker defineres som gram-positive, fakultative anaerobe kokker i familien *Enterococcaceae*, og de forekommer vanligvis enkeltvis, i par eller i kjeder [100], [88]. De fleste av *Enterococcus*-artene er av fekal opprinnelse, og de forekommer i tarmen hos både mennesker og dyr. De fleste enterokokker er oksidase- og katalase-negative, og er i motsetning til koliforme bakterier både salttolerante og relativt motstandsdyktige mot frysetemperaturer, i tillegg til at de er i stand til å gro i nærvær av 6,5 % NaCl [108], [109]. De vanligste artene er *Enterococcus faecalis* og *E. faecium* som begge er relativt varmebestandige og kan overleve ved pasteuriseringstemperaturer, samt kan disse vokse i et bredt pH-område (4,6 - 9,9) [108]. Intestinale enterokokker er mer hardføre enn *E. coli* da de kan vokse i temperaturer mellom 10 til 45 °C, er mer tolerante ovenfor uttørking, i tillegg til at de kan overleve i miljøer over lengre perioder [100], [108], [109]. Intestinale enterokokker kan derfor betraktes som en indikator på eldre fekal forurensning i vann [88], [100].

Clostridium Perfringens: *Clostridium Perfringens* er en gram-positiv, sporedannende og anaerob tarmbakterie som i avføring fra mennesker forekommer i lavere konsentrasjoner enn det både fekale

koliforme bakterier og fekale enterokokker gjør [99], [110]. Disse bakteriene kan danne sporer, som i vann kan overleve i svært lange perioder, samtidig som at de er relativt motstandsdyktige mot desinfeksjon. *Clostridium Perfringens* kan som parameter potensielt føre til falske alarmer da deres evne til å overleve over lengre tid kan medføre at de ikke blir oppdaget før lenge etter at forurensning har inntruffet. På bakgrunn av dette er den ikke anbefalt som parameter for rutinemessig overvåking i distribusjonssystemer [99], [88]. Funn av *Clostridium Perfringens* kan indikere tilstedeværelse av parasitter eller svikt i filtrering på vannverket, men de kan også forekomme naturlig da de finnes i naturen hvor de bryter ned organisk materiale [99].

3.3 Behandling av kommunalt avløpsvann

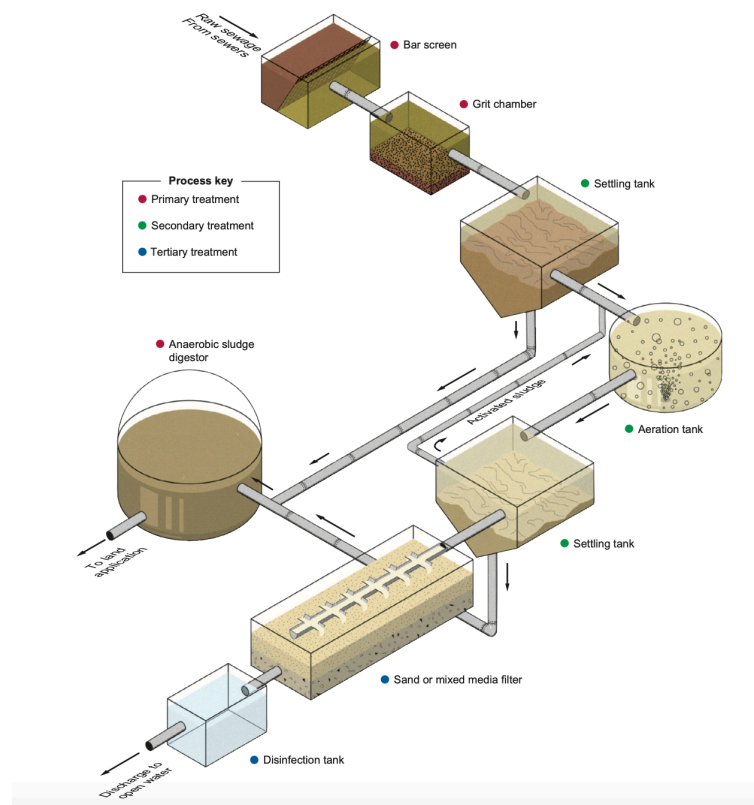
Ifølge forurensningsloven [111] og dens forskrift [112] skal kommunalt avløpsvann i de fleste tilfeller renses før det slippes ut. Dette kravet er satt for å unngå forurensning av naturlige vannforekomster [113]. Rensing av avløpsvann er ifølge Sonune og Ghate [114] en prosess hvor de faste stoffene i avløpsvann delvis fjernes og endres gjennom nedbrytning fra svært komplekse, forråtnede og organiske stoffer, til mineralske eller relativt stabile organiske stoffer.

Det skiller mellom tre hovedprinsipper av rensing: mekanisk, kjemisk og biologisk, og en renseprosess er vanligvis basert på ulike kombinasjoner av disse. Det forekommer også ulike krav til utslipp, og begreper som forbehandling, primær-, sekundær- og tertiærrensing blir brukt for å beskrive ulike grader av behandlingen [114]. Begrepene er oppgitt i rekkefølge etter økende rensenivå. Formålet med forbehandling er å fjerne grove stoffer og andre store materialer som kan føre til driftsproblemer i det etterfølgende behandlingstrinnet. Forbehandling bidrar til å fjerne eller redusere størrelsen på store suspenderte eller flytende stoffer som for eksempel papir, trestykker, plast og annet søppel, samt store mengder olje og fett. Tunge uorganiske faste stoffer som sand og grus, i tillegg til metall og glass blir også fjernet i dette trinnet [114]. Det er vanlig å benytte ulike verktøy som for eksempel siler, rister og kverner, samt sand- og fettfang i forbehandlingstrinnet. Under primærrensing blir slampartikler redusert til en viss størrelse og deretter fjernet gjennom sedimentering eller filtrering [113]. Metoden benyttes vanligvis som forbehandling før sekundærrensing, noe som oppnås gjennom biologiske- eller kjemiske renseprosesser der ytterligere fjerning av organiske og suspenderte stoffer skjer [113], [114]. Ytelsen til sekundære renseanlegg blir nesten alltid målt i form av fjerning av BOF og SS, og under forutsetning av at sekundærrensingsanleggene er optimale i forhold til design og drift, vil alt fra 85-90% av disse bli fjernet i renseprosessen [113], [114]. Alt organisk materiale som finnes i avløpsvann kan imidlertid ikke bli målt med en BOF test. Ifølge [114] kan det forekomme BOF på 20 mg/L og KOF på mellom 60-100 mg/L i et gjennomsnittlig sekundært avløp. I et gjennomsnittlig renseanlegg blir ca. 65 % av KOF fjernet under sekundærbehandling [114]. Dersom hensikten er å oppnå høy kvalitet på avløpsvannet, vil ikke dette være mulig gjennom bruk av kun sekundærrensing, i slike tilfeller vil ytterligere rensing være nødvendig [113], [114].

Dersom ytterligere rensing er nødvendig, vil tertiærrensing være den siste fasen i konvensjonell behandlingsteknikk. Tertiærrensing inkluderer flere tilleggstrinn for å fjerne de bestanddelene i avløpsvannet som ikke blir borte i sekundærrensingsprosessen. Dette vil innebære en ytterligere reduksjon av blant annet slampartikler, organisk stoff, næringsstoffene fosfor og nitrogen, metaller,

patogener, giftige stoffer og oppløste faste stoffer [113], [114], [115], [116]. I de aller fleste av prosessene inkluderes det en eller annen form for fysisk-kjemisk behandling som for eksempel koagulering, filtrering, aktivert karbonabsorpsjon av organiske stoffer, omvendt osmose eller ytterligere desinfeksjon. Dette vil kunne innebære bruk av avanserte behandlingsteknikker som for eksempel oksidasjonsprosesser ved bruk av ozon, UV-bestråling og klorering [115], [116]. I Norge benyttes tertiærrensing som oftest for å fjerne fosfor eller nitrogen. Dette kan oppnås ved bruk av både biologiske- og kjemiske rensemetoder, men i Norge benyttes det vanligvis kjemisk felling for fjerning av fosfor, mens nitrogen gjerne fjernes gjennom nitrifikasjon og denitrifikasjon [113].

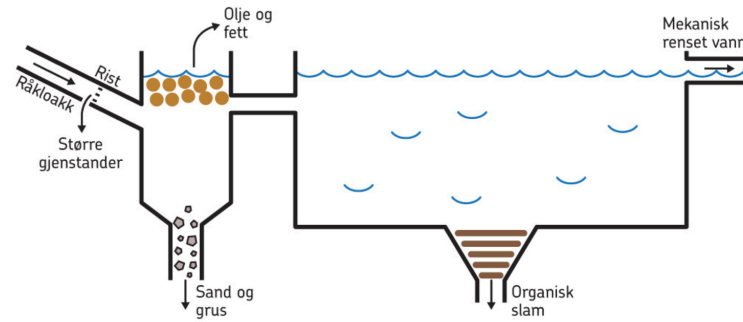
Tertiærrensing praktiseres for å oppnå ytterligere beskyttelse av dyreliv ved utslipp i elver og innsjøer, men også i tilfeller når avløpsvann skal gjenbrukes til blant annet vanningsvann, drikkevann eller rekreasjonsformål (f.eks. innsjøer, elvemunninger) [115]. I Figur 3-6 er kloakkrensing, omfattende av de tre hovedrensetrinnene primær-, sekundær- og tertiærrensing, illustrert.



Figur 3-6. Skematisk illustrasjon av komplett kloakkrensingsprosess. Tatt fra [115].

3.3.1 Mekanisk rensing

Mekanisk rensing er ofte synonymt med primærrensing, og benyttes for fjerning av en viss mengde suspendert stoff (SS) og organisk stoff (BOF_5) gjennom sedimentering eller filtrering [113], [114]. Et eksempel på en slik prosess er illustrert i Figur 3-7. Det er forventet at ca. 25-50% av BOF_5 , 50-70% av SS og 65% av olje og fett blir fjernet under en slik prosess [113], [114]. Noe organisk nitrogen og fosfor, samt tungmetaller knyttet til faste stoffer vil bli fjernet under sedimenteringprosessen, men kolloidale og oppløste bestanddeler vil derimot ikke bli påvirket [114].

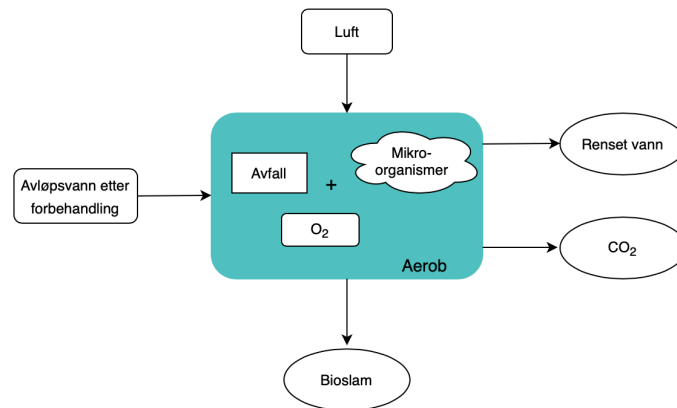


Figur 3-7. Skjematisk utforming av en mekaniskrensing. Tatt fra [117].

3.3.2 Biologisk rensing

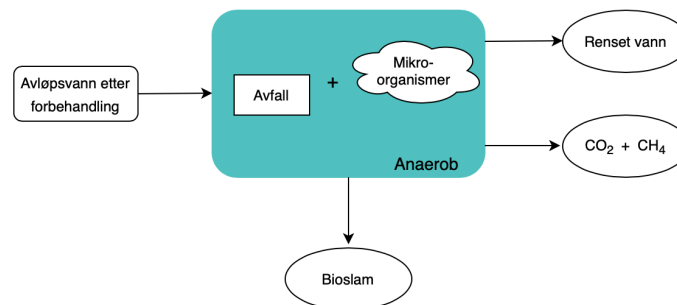
Biologisk rensing av avløpsvann er en metode som forekommer fra biologiske mekanismer, og som karakteriseres som et selvrensende fenomen i naturen. Når avløpsvann slippes ut i en resipient, vil organisk stoff bli omdannet til inerte mineraliserte produkter gjennom en naturlig prosess ved hjelp av ulike mikroorganismer som finnes i vann [118]. I et renselanlegg forekommer de samme grunnleggende prinsippene, men i motsetning til den prosessen som skjer under naturlige forhold, vil utnyttelsen av forskjellige typer mikroorganismer foregå under kontrollerte forhold og med høyere hastigheter [114], [118]. Metoden benyttes for å fjerne organisk stoff, ammonium, nitrogen og fosfor, og er avhengig av mikroorganismers egen evne til selv å bryte ned det organiske stoffet som finnes i avløpsvannet [113], [114]. Biologisk nedbrytning av organiske stoffer oppnås gjennom den kombinerte aktiviteten til mikroorganismer, inkludert bakterier, sopp, alger, protozoer og hjuldyr [119]. I forhold til vekstevne karakteriseres mikroorganismer også etter hvilke energi- og karbonkilder de benytter. Veksthastigheten til mikroorganismer avhenger av faktorer som tilgang på næringsstoffer, oksygen, pH og alkalitet, temperatur og inhiberende stoffer [113].

Ved biologisk rensing skiller det i hovedsak mellom aerobe- og anaerobe biologiske nedbrytningsprosesser. Aerob nedbrytningsprosess innebærer tilstedeværelse av oksygen, mens anaerob prosess foregår uten oksygen [119], [120]. Valg av metode er avhengig av hvilke typer bakterier eller mikroorganismer som er involvert i nedbrytningen av de organiske urenheter som finnes i avløpsvannet, samt driftsforholdene til bioreaktoren [119], [120]. Derfor vil det under den aerobe behandlingsprosessen bli utnyttet mikroorganismer (kalt aerobier) som krever molekylært oksygen (O_2) for å assimilere organiske urenheter. Dette vil si å konvertere dem til karbondioksid (CO_2), vann (H_2O), biomasse og uorganiske nitrogenprodukter ved omgivelsestemperatur, uten betydelig tyngende biprodukt dannelse [119], [120]. En forenklet fremstilling av prosessen er illustrert i Figur 3-8.



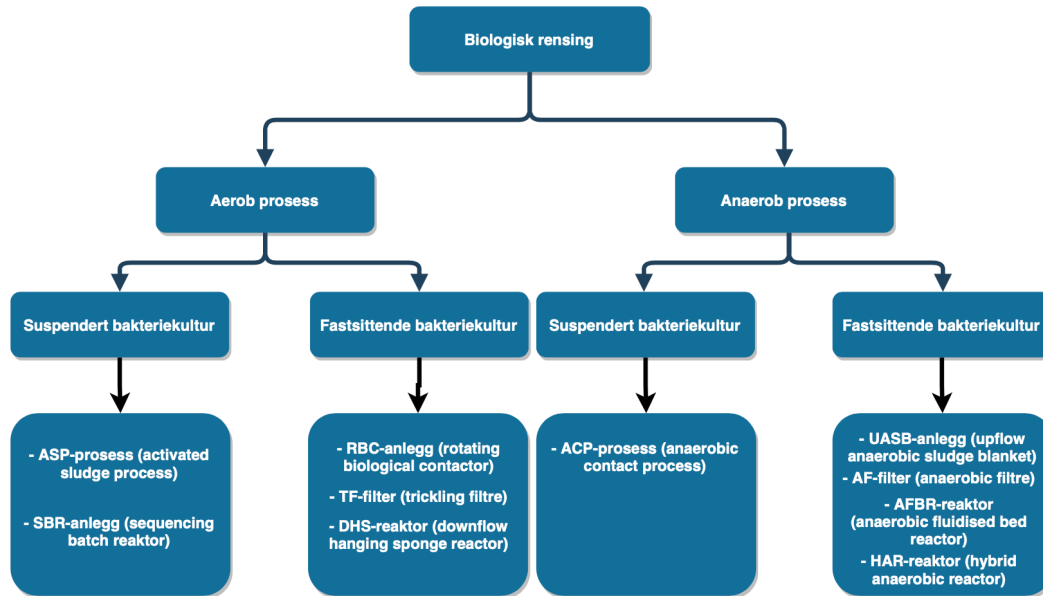
Figur 3-8. Skjematisk prinsipp for en aerob nedbrytningsprosess.

I motsetning til de aerobe behandlingsprosessene, vil det derimot under de anaerobe være de mikroorganismene som ikke krever molekylært oksygen (O_2) som vil bli utnyttet for å assimilere organiske urenheter. Sluttproduktene ved organisk assimilering i anaerob behandling er henholdsvis metan, karbondioksidgass og biomasse [119], [120]. Prosessen er mest egnet for behandling av svært konsentrerte avløp og avløpsslam [113]. Illustrasjonen i Figur 3-9 viser et forenklet prinsipp for nedbrytningsprosessen. Etter både aerob og anaerob rensing av avløpsvann vil det forbli ikke-nedbrytbart organisk stoff igjen i vannet [113].



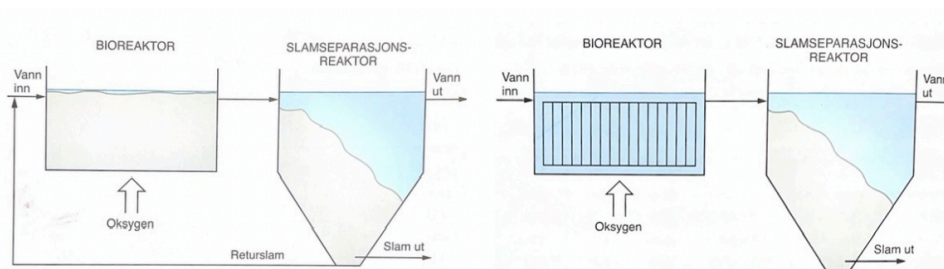
Figur 3-9. Skjematisk prinsipp for en anaerob nedbrytningsprosess.

Biologiske renseprosesser for avløpsvann kan, bortsett fra en klassifisering basert på mikrobiell metabolisme og/eller oksygenutnyttelse, også klassifiseres ut fra vekstforholdene i reaktoren [119], [120]. Det finnes mange ulike prosess- og reaktorutforminger (Figur 3-10) for både aerobe- og anaerobe prosesser, men i hovedsak kan disse deles inn i to hovedkategorier: anlegg med suspendert bakteriekultur (aktivslamanlegg) og anlegg med fastsittende bakteriekultur (biofilmanlegg) [120], [119].



Figur 3-10. Ulike systemer for biologisk rensing. Basert på [119].

I et suspendert vekstsystem kan bakteriene flyte fritt i bioreaktoren, mens mikroorganismer i et fastsittende vekstsystem opprettholdes og vokser på faste eller bevegelige medier i form av en biofilm. I begge tilfeller må slamproduksjonen fraskille vannet, og den eneste forskjellen mellom de to hovedtypene av anlegg under denne prosessen er at det i aktivslamanlegg finnes en slamretur fra separasjonsbassenget til bioreaktoren, mens det i biofilmanlegg ikke finnes en slik retur [113], [119]. Det finnes imidlertid ulike typer aerobe og anaerobe suspenderte- og fastsittende vekstprosesser, som er videre diskutert i [119]. Hovedprinsippene i forbindelse med anlegg med suspendert bakteriekultur, og anlegg med fastsittende bakteriekultur ved aerob biologisk rensing, er illustrert i Figur 3-11.



Figur 3-11. Aktivslamanlegg (til venstre) og biofilmanlegg (til høyre). Tatt fra [113].

Separasjon av disse mikroorganismene fra vannet etter vekst er både enkel og økonomisk [121]. Biologiske rensprosesser er på generelt grunnlag robuste overfor varierende organiske belastninger, skaper liten lukt (hvis aerob) og genererer slam som et avfallsprodukt [120]. Når avløpsvann har høy konsentrasjon av organisk stoff er biologisk rensing det mest konkurransedyktige alternativet på grunn av metoden enkelhet og lave kostnader [121].

3.3.3 Kjemisk rensing

Kjemisk rensing er en rensemetode som innebærer tilsetning av kjemikalier som går inn i en kjemisk reaksjon med forurensninger i avløpsvannet. Dette bidrar til utfelling av uoppløste, kolloidale og delvis oppløste stoffer, samt omdannelse av noen skadelige stoffer til ufarlige [113]. Metoden benyttes vanligvis for å oppnå fjerning av fosfor, tungmetaller og andre organiske og uorganiske miljøgifter fra avløpsvann [113]. De mest implementerte kjemiske behandlingsprosessene er: kjemisk felling (koagulering-flokkulering), nøytralisering, adsorpsjon, desinfeksjon og ionebytting [122], [123]. Valg av behandlingsalternativ avhenger av formålet som skal oppnås. Kjemikaliene som skal benyttes under de ulike behandlingsprosessene kan deles inn i fem hovedgrupper: koagulerings- og flokkuleringsmidler, desinfeksjons- og oksidasjonsmidler, fellingsmidler, algedrepere og korrosjonsinhibitorer [124]. De mest brukte kjemikaliene i verden er presentert i Tabell 3-2.

Tabell 3-2. Oversikt over kjemikalier som i 2016 ble brukt i kjemisk rensing. Tatt fra [124].

Gruppe	Kjemikalier
Koagulerings- og flokkuleringsmidler	Aluminium- og jernsalter, Kationiske-, anioniske- og ikke-ioniske polyelektrolytter
Desinfeksjons- og oksidasjonsmidler	Klor, Klordioksid, Kloraminer, Ozon, Hypokloritt
Fellingsmidler	Kalsiumoksid, Hydratert kalk, Natriumhydroksid
Algedrepere	Kobbersulfat, jernsalter, kolofoniumaminsalter og benzalkoniumklorid
Korrosjonsinhibitorer	Kromater, nitritter og nitrater; fosfater og molybdat; Forbindelser av arsen og antimon; Silikater og fosfater
Biocider	Akrolein, aminer, klorerte fenoler, kobbersalter, Organiske svovelforbindelser, kvartære ammoniumsalter
Andre	Oljer kombinert med små mengder silika, Organiske polymere syrer

Kjemisk rensing kan, som tidligere nevnt, benyttes på ulike måter i avløpsrenseanlegg, for eksempel som eneste rensemetode (primær- eller direktefelling) eller i kombinasjon med biologiske renseprosesser som for-, simultan- eller etterfelling [113], [125]. Kjemisk rensing alene, i likhet med konvensjonell biologisk rensing, bør kategoriseres som sekundærrensing, mens en kombinasjon av kjemisk- og biologisk rensing vil være nødvendig for å oppnå tertiærrensing [125]. Når kjemisk rensing blir benyttet som det siste steget i en behandlingsprosess vil de kjemiske materialene reagere med deler av de uønskede kjemikaliene og tungmetallene, mens en del av det forurensende materialet vil forbli upåvirket. Kostnadene for de kjemiske tilsetningsstoffene, samt miljøproblemet i forbindelse med store mengder kjemisk slam, gjør denne behandlingsprosessen til en lite populær metode å benytte [122], [126].

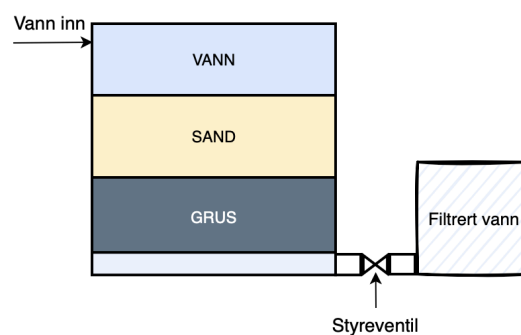
3.3.4 Fjerning av partikler

Partikler kan fjernes fra vann gjennom bruk av metodene silling/planfiltrering, koagulering og flokkulering, sedimentering, sandfiltrering eller membranfiltrering [47]. Disse metodene er de

vanligste og mest brukte. Valg av metode er i hovedsak avhengig av partiklenes størrelse og ladning, samt ønsket resultat som skal oppnås.

Sandfiltrering: Filtrering gjennom et granulært medium representerer det siste steget i partikkelseparasjonsprosessen, og er selve nøkkelen i et koaguleringsanlegg. Hensikten med filtrering er å fjerne mest mulig av de resterende små partiklene (suspendert stoff), samt redusere turbiditeten til et foretrukket nivå i underkant av 0,3 NTU [47]. Det er også vanlig å benytte filtrering som det siste steget før avløpsvannet skal gjennomgå desinfisering [47].

Det finnes flere ulike oppsett for sandfiltre, men et konvensjonelt sandfilter vil vanligvis bestå av filtertank, filterbunn, overgangssjikt, sandseng, spylesystem, spylerenne, ventilstyringssystem og kontroll- og overvåkningssystem [47]. En fremstilling av sandfilterets prinsipp er vist i Figur 3-12.



Figur 3-12. Skjematisk oppbygging av et enkelt sandfilter.

Den konvensjonelle prosessen i forbindelse med sandfilter er vanligvis diskontinuerlig og består av to like viktige sykluser, filtrering og filterspyling, hvor falltapet over filteret og det filtrerte vannets kvalitet er avgjørende for filtreringstiden før filteret må spyles [47]. Sandsengen kan bestå av enten ett filterlag, av mer eller mindre jevnt gradert materiale, eller flere lag med materiale med økende kornstørrelse og synkende tetthet. Det vil imidlertid ikke være mulig å oppnå ensgradert sand i et tradisjonelt en-media-sandfilter ettersom de tyngste sandkornene etter tilbakespyling vil sedimentere raskere enn det de lette, noe som vil føre til et høyere falltap [47]. Ettersom det ikke er mulig å oppnå full utnyttelse av hele dybden ved et slik oppsett, har det blitt utviklet filtre med bedre dybdevirkning. Hovedfokuset var å konstruere et filter med sandgradering fra grov til fin i filtreringsretningen [47].

De vanligste materialene å benytte i sandfiltre er grus, sand, antrasitt, granatsand og leca-granulat, og kan kombineres med hverandre avhengig av filtertype (en-media- eller fler-media-filtrering). Det skilles også mellom nedstrøms- og oppstrøms filtrering, hvor strømningsretningen i sistnevnte vil bevege seg nedenfra og opp, fra grov til fin sand. I Tabell 3-3 er de vanligste filtertypene oppsummert, samt typiske dimensjoneringsverdier [47].

Tabell 3-3. Ulike filtertyper og tilsvarende dimensjoneringsverdier. Tatt fra [47].

Filtertype	Filtermedium	Tetthet [g/cm ³]	Kornstørrelse, d ₁₀ [mm]	Filterdybde [cm]	Filterhastighet [m/h]
Nedstrøms En-media	Sand	2,6	0,4-0,8	50-80	4-8
Nedstrøms To-media	Antrasitt Sand	1,8 2,6	1,9-2,0 0,4-0,8	45-50 20-30	8-12
Nedstrøms Tre-media	Antrasitt Sand	1,8 2,6	1,0-2,0 0,6-0,8	65 25	10-15
	Granatsand	4,2	0,4-0,6	10	
Nedstrøms To-lags	Leca-granulat (Filtralite)	1,2 1,8	1,6-2,5 0,8-1,6	45-60 50-100	8-12
Oppstrøms En-media	Sand/grus	2,6-1,8	0,8-3,0	150-250	8-10
Oppstrøms En-media	Leca-granulat (Filtralite)	1,8	0,8-2,5	150-200	5-10

Verdiene i tabellen viser at det i forhold til nedstrømsfiltrering brukes stor filtreringsdybde, mens det i forbindelse med oppstrømsfiltrering benyttes relativt grov sand. En ulempe ved oppstrømsystemet er at de fineste sandkornene vil bli liggende på toppen, noe som vil føre til begrenset hydraulisk kapasitet [47]. Høye filterhastigheter kan føre til at de fineste kornene begynner å «renne ut» sammen med det filtrerte vannet. Det er også stort falltap i dette systemet på grunn av stor dybde [47].

Det er ved gjennomførelse av sandfiltrering viktig å beregne filterhastighet (v) da dette er den viktigste dimensjoneringsparameteren for dybdefiltre [47]. Filterhastighet uttrykkes ved Formel (3.2):

$$v_f = \frac{Q}{A_f} \quad (3.2)$$

v – filterhastighet, (m/h)

Q – dimensjonerende vannmengde, (m³/h)

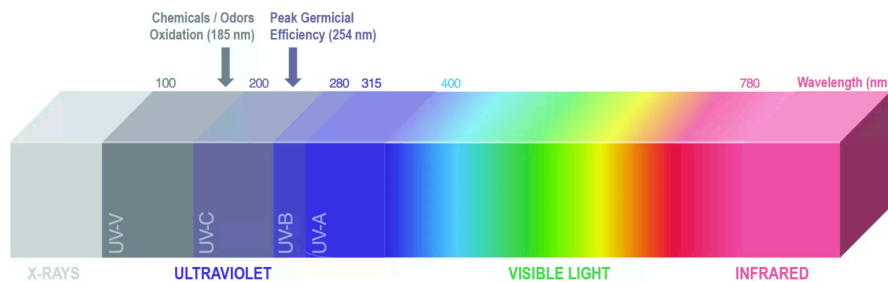
A_f – filterets overflateareal, (m²)

3.4 Desinfeksjon ved UV-bestråling

Formålet med desinfeksjon i forbindelse med behandling av avløpsvann, er å redusere eller fjerne levende organismer fra vannet. Det finnes flere ulike kriterier som kan påvirke effektiviteten av desinfeksjonsbehandling, blant annet vannkvalitet, type desinfeksjonsmetode og dosering av desinfeksjonsmiddel (konsentrasjon og tid). De vanligste metodene for desinfeksjon av avløpsvann er ozonering, klorering og UV-bestråling [127]. Ozonering og klarering vil ikke bli diskutert videre i detalj ettersom dette prosjektet omhandler UV-bestråling som desinfeksjonsmetode. De to andre metodene vil derfor kun bli nevnt som sammenligningsgrunnlag for fordeler og ulemper i dette kapitlet.

Det er en økende interesse rundt om i verden for UV-bestråling som desinfeksjonsmetode i forbindelse med behandling av avløpsvann [47], [128]. Dette skyldes i stor grad metodens effektivitet i forhold til inaktivering av parasitter, samt at den ikke fører til dannelse av biprodukter i vannet. Dette i motsetning til for eksempel klarering, som er en metode som har vist seg å ikke være effektiv mot parasitter, i tillegg til at det dannes biprodukter i prosessen som kan være bekymringsfulle i forbindelse med utslipp i resipienter [47], [128]. Ozonering (O_3) er som desinfeksjonsmetode ganske effektiv, men det kreves høye doser for at den skal være effektiv mot parasitter i forbindelse med behandling av avløpsvann, spesielt ovenfor *Cryptosporidium* [47], [129]. De høye kostnadene for ozongenereringsutstyr, samt kravet til høyt kvalifisert driftspersonale, gjør også metoden mindre attraktiv [127].

Ultrafiolett (UV) stråling er tradisjonelt klassifisert etter bølglengder, og deles inn i fire bølglengdeområder: vakuum-UV (100-200 nm), UV-C (200-280 nm), UV-B (280-315 nm) og UV-A (315-400 nm) [128], [130]. Solens elektromagnetiske spektrum av bølglengder er illustrert i Figur 3-13.



Figur 3-13. Elektromagnetisk spektrum. Tatt fra [131].

Det er infrarød stråling (IR, bølglengde over 700 nm) og ultrafiolett stråling (UV, under 400 nm) som er mest kjent for deres evne til å inaktivere og ødelegge celler ved henholdsvis termokjemiske og fotokjemiske reaksjoner. UV-stråling vil kunne forårsake strukturelle og/eller funksjonelle endringer av nukleinsyre og proteiner, endre cellulære komponenter og føre til enten reversible eller irreversible celledøds [130]. Da DNA og RNA inneholder genetisk informasjon for reproduksjon er det viktig å påføre cellene skade slik at de forhindres i å dele seg, samtidig at proteiner i mikroorganismene også påføres skader slik at sentrale livsprosesser stopper opp [132], [133]. Det er imidlertid mange organismer som gjennom fotoreaktivering eller mørkereparasjon kan reparere de DNA-skadene som har blitt forårsaket av UV-bestråling, noe som dermed kan svekke effektiviteten av UV som desinfeksjonsmetode og dermed øke den mikrobielle risikoen [134], [135], [132].

De mest effektive bakteriedrepende bølglengdene er avhengig av mikroorganismenes art, men de varierer hovedsakelig mellom 240 og 280 nm [132], [128], [136]. Dette gjør stråling i UV-B- og UV-C-området (fra 200 til 300 nm) til de mest effektive strålingene for en desinfeksjonsprosess. I dette området er nukleinsyrene de viktigste absorberende av lysenergi [132], og siden DNA har en topp på UV-absorpsjonskurven ved 260 nm mens protein har en absorbanstopp ved 280 nm, har det ifølge Umar M. et al. [128] blitt utført betydelige mengder forskning på dette området. Det har vist seg at det optimale området for å produsere bakteriedrepende effekter, som blant annet forårsaker

fotokjemisk skade på RNA og DNA, er ved en bølgelengde på 253,7 nm [128], [132], [133]. Det er på bakgrunn av dette at de mest brukte UV-lampene innen vannbehandlingsteknologi er lamper som avgir UVC-stråling [137]. Hensikten med UV-bestråling er å skade genetisk struktur og dermed oppnå en effektiv inaktivering av en rekke patogene mikroorganismer inkludert bakterier, virus og protozoer [138], samt unngå produksjon av desinfeksjonsbiprodukter [139], som er typisk ved kjemisk desinfeksjon [128], [140].

3.4.1 UV-dose og inaktivering

UV-dose er en viktig faktor som påvirker effektiviteten av UV som desinfeksjonsmetode [6]. Ulike mikroorganismer vil ha ulik UV-motstand i cellene, noe som medfører at den nødvendige UV-dosen for å inaktivere de forskjellige mikroorganisme-artene vil variere [132], [137], [141], [142]. En tilstrekkelig dose UV-lys er derfor nødvendig for å forårsake inaktiverende effekt. Dersom UV-strålenes intensitet er konstant under eksponering (i praksis benyttes gjennomsnittsverdier), er UV-dose definert som produktet av intensitet og eksponeringstid. Mengden bakteriedrepende UV-energi kan derfor bestemmes etter følgende uttrykk [47], [132], [137]:

$$D = I \cdot t \quad (3.3)$$

D – UV-dose, (mJ/cm^2)

I – intensiteten til den bakteriedrepende UV-energien, (mW/cm^2)

t – eksponeringstid, (sek)

Nødvendig energi for å oppnå total eller delvis ødeleggelse av mikroorganismer er i hovedsak avhengig av den fysisk-kjemiske sammensetningen av vannet som skal behandles, og mikroorganismenes sensitivitet ovenfor UV-bestråling. Dette kalles for mikrobiell respons, og er unik for hver enkelt mikroorganisme [100], [137]. Patogene organismer kan ifølge flere studier [6], [137] klassifiseres etter deres følsomhet ovenfor UV-bestråling i følgende økende resistensrekkefølge:

bakterier og protozoer < virus < bakteriesporer < adenovirus < alger

Dose-responsforløp bestemmes vanligvis gjennom laboratorieforsøk hvor vannprøver blir behandlet med ulike UV-doser, og hvor konsentrasjonen av de aktuelle mikroorganismene før og etter UV-behandling deretter blir målt. Inaktiveringsgrad (log-inaktivering), innført for å evaluere effektiviteten av desinfeksjon ved ulike UV-doser, bestemmes i henhold til Ligning (3.4) [100], [137]:

$$\text{Log inaktivering} = \log \left(\frac{N_0}{N} \right) \quad (3.4)$$

N_0 – konsentrasjon av mikroorganismer før UV-eksponering

N – konsentrasjon av mikroorganismer etter UV-eksponering

Klumpdannelse og binding til partikler, reaktivering/reparasjonsfenomener og tilstedeværelse av spesielle underpopulasjoner av mikroorganismer er eksempler på andre forhold som vil kunne påvirke den bakteriedrepende effekten av UV-bestråling [100].

3.4.2 Intensitet, transmisjon og absorpsjon av UV-lys

Vannkvalitet spiller en svært viktig rolle for effektiviteten av UV-desinfeksjon, men effektiviteten til denne desinfeksjonsprosessen kan bli redusert av visse vannkvalitetsparametre. Et eksempel er intensiteten til UV-lyset som leveres i UV-reaktoren. Denne er svært avhengig av vannets UV-transmisjon, og vil reduseres i bestrålingskammeret dersom vannets UV-transmisjon blir for lav. I tillegg kan vannets suspensjon og partikkelinnhold, samt oppløste forbindelser i vannet, forårsake UV-absorpsjon eller spredning [100], [137]. Jern, sulfitter og nitritter er eksempler på andre UV-absorberende forbindelser i vann. Det finnes også forbindelser som inneholder ulike aromatiske grupper i sin struktur, for eksempel humus, fenoler og fenolderivater, som alle tilhører forbindelser som i stor grad absorberer UV-stråler. Dette innebærer at UV-lys transformeres til andre energiformer som deretter blir absorbert av både vann og komponenter i selve UV-reaktoren, noe som fører til at UV-lyset blir utilgjengelig for desinfeksjon av mikroorganismer, og som resulterer i at effekten av UV-bestråling blir redusert [100], [137].

UV-desinfeksjon er sterkt påvirket av det faktiske strålingsmønsteret [143], og i det bestrålte mediet kan UV-strålene fra lampens radiator bli både spredt og absorbert, samt reflektert og refraktert (brutt). Urenheter som forårsaker spredning og refleksjon er hovedsakelig suspenderte faste stoffer i form av suspensjon og kolloidale partikler [137].

Intensiteten som mikroorganismene utsettes for er avhengig av type UV-lampe, avstand fra lyskilden, samt vannets UV-transmisjon og UV-absorbans [100]. Bestrålingstid er på sin side bestemt av forholdet mellom volum av bestrålingskammer og vannføring. I tillegg vil kammerets utforming være bestemmende for strømningsforholdet og oppholdstidsfordelingen, og dermed selv dosefordelingen i kammeret [100]. Den kvantitative fremstillingen av vannets evne til å absorbere eller slippe igjennom UV-lys er basert på Beer-Lambert-Bouguer lov, og den gjennomsnittlige intensiteten i prøveskålene ved laboratorieforsøk blir beregnet etter følgende formel [144]:

$$I = I_0 \left(\frac{1 - e^{-AL}}{AL} \right) \quad (3.5)$$

I – intensitet på UV-lys etter en gitt lysvei (mW/cm^2)

I_0 – intensitet på innkommende (avgitt) UV-lys (mW/cm^2)

A – UV-absorbans ved en gitt bølgelengde per cm

L – lyslengde (cm)

UV-absorbans kvantifiserer den intensitetsreduksjonen som oppstår når UV-lys passerer gjennom en vannprøve over en kjent avstand, vanligvis 1 cm, og ved en gitt bølgelengde på 254 nm innkommende lys [100].

UV-absorbans kan bestemmes fra transmisjon gjennom følgende ligning [100]:

$$A = -\log UV_T \quad (3.6)$$

UV_T – UV-transmisjon ved gitt bølgelengde (254 nm) og lysvei (1 cm)

Ved en bestemt lysvei kan UV-transmisjon regnes om som følger:

$$UV_T = UV_{T,L}^{1/L} \quad (3.7)$$

3.5 Inkubasjon av mikroorganismer

Inkubasjon innebærer i forbindelse med laboratoriearbeid å opprettholde ensartede forhold, som for eksempel temperatur og fuktighet, for å sikre utvikling av visse typer eksperimentelle mikroorganismer som blant annet ulike bakterietyper [145]. Fremdyrking av mikroorganismer utføres for å kunne få et tilstrekkelig antall kolonier, slik at det kan muliggjøre undersøkelser for å oppnå kunnskap om deres egenskaper [146].

Inkubasjon foregår i en inkubator som er et apparat som er i stand til å holde en gitt temperatur for dyrking av mikroorganismer [147]. Den optimale temperaturen for fremdyrking vil variere i forhold til hvilke typer mikroorganismer som skal undersøkes [148], [149]. Termotolerante koliforme bakterier vokser for eksempel frem ved en inkubasjonstemperatur på 44-45°C [150].

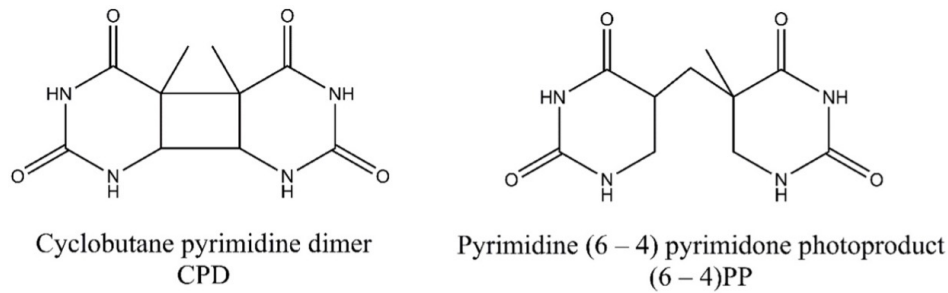
Inkubasjonstid betegner tiden det tar for mikroorganismer å vokse opp i kolonier på vekstmediet, som ofte vil være en næringsholdig agarskål i forbindelse med bakterier og sopp, eller cellekultur for dyrking av virus [146]. Inkubasjonstiden for ulike typer mikroorganismer vil variere, alt fra noen timer til flere uker og måneder [151]. Næringsmediet må tilpasses etter de mikroorganismene som det er ønskelig å fremdyrke [146].

Inkubasjon kan foregå som lysinkubering eller mørkinkubering [152], [153], noe som innebærer at fremdyrkelsen av mikroorganismer foregår henholdsvis uten og med tilstedeværelse av synlig lys. Fotoreaktivering og mørkereparasjon («dark repair») er begge reparasjonsmekanismer som i forbindelse med UV-bestråling som desinfeksjonsmetode [153], [154], [155], [156] av drikkevann og avløpsvann er knyttet til lys- og mørkinkubasjon.

3.6 UV-reparasjonsmekanismer

3.6.1 UV-reparasjon

Den viktigste inaktiverende effekten av UV-bestråling er dannelse av fotoprodukter i DNA-molekylet [153]. Det finnes to hovedklasser av slike fotoprodukter, henholdsvis cyklobutyl-pyrimidin-dimer (CPD) og pyrimidin-6-4-pyrimidinon-dimer (6-4 PP) [156], [157], [158] (Figur 3-14), som begge er thymin-dimere [158].



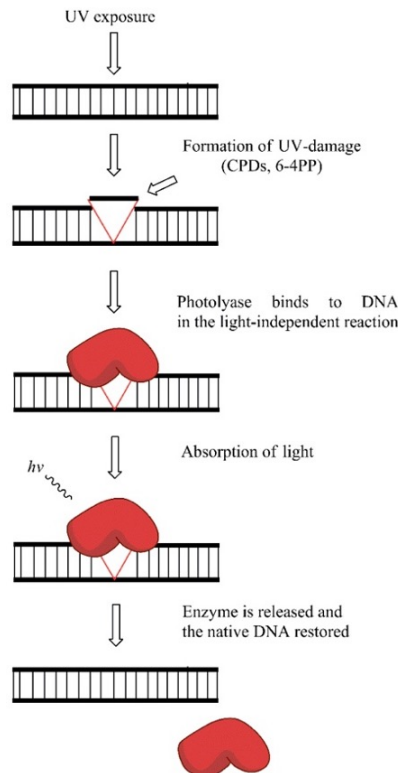
Figur 3-14. Hovedklasser av fotoprodukter dannet ved UV-bestråling. Cyklobutyl-pyrimidin-dimer (CPD) (til venstre). Pyrimidin-6-4-pyrimidinon-dimer (6-4 PP) (til høyre). Tatt fra [157].

Det viktigste fotoproduktet er CPD [156], [159], som blir dannet mellom tilstøtende pyrimidinmolekyler på samme DNA-tråd [153] hvor to thyminer binder seg kovalent til hverandre [160], noe som kan avbryte både transkripsjon og replikasjon av DNA [153]. Reaksjonen involverer C5 og C6 karbonatomer [157]. I 6-4 PP dannes det derimot en ikke-syklisk binding mellom C6- og C4 atomene til pyrimidinrester [157]. CPD utgjør ca. 75% av de UV-induserte DNA-skadeproduktene [156], [157], [158], mens 6-4 PP utgjør 25% [157], [158].

Det finnes to reparasjonsmekanismer som kan reversere dannelsen av slike pyrimidin-dimere [153], [154], og som dermed kan føre til at mikroorganismer vil kunne være i stand til å reparere og reversere de skadelige effektene av UV-bestråling [154, p. 17]. Disse to mekanismene er henholdsvis fotoreaktivering og mørkereparasjon (engelsk: «dark repair») [153], [154, p. 17], [155], [156], hvorav fotoreaktivering regnes som den viktigste [153]. Disse to reparasjonsmekanismene er ugunstige fordi de kan redusere effektiviteten av UV-desinfeksjon [156], [161], [162] ved at de kan forårsake en reaktivering av for eksempel inaktiverede bakterier [161]. Både fotoreaktivering og mørkereparasjon innehar potensialet til å øke overlevelsesnivåen til bakterier etter UV-bestråling med flere log₁₀ enheter [162], [154, p. 17], [163] sammenlignet med resultater hvor overføring av filtrerte vannprøver til agar-skåler, eller et annet næringsmedium (utplating), og mørkinkubasjon skjer umiddelbart etter bestråling [154, p. 17]. Det har i tillegg vist seg at kombinasjonen av fotoreaktivering og mørkereparasjon generelt vil føre til høyere overlevelse enn det som er tilfellet ved mørkereparasjon alene [154, p. 17], [164]. Dette betyr at fotoreaktivering kan reversere UV-skader (lesjoner) som vanligvis ikke ville ha blitt reparert i mørket [154, p. 17].

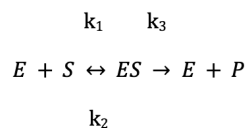
3.6.2 Fotoreaktivering

Fotoreaktivering er en reparasjonsmekanisme hvor skade forårsaket av UV-bestråling på DNA til mikroorganismer kan reverseres og repareres ved eksponering for synlig lys [165], [166]. Det er en enzymatisk fotoreparasjonsprosess hvor enzymet fotolyase [158], som er et blåttlys-absorberende enzym [160], binder seg spesifikt til cyklobutyl-pyrimidin-dimere (CPD) og pyrimidin-6-4-pyrimidinon-dimere (6-4 PP) i DNA og reparerer den skadde DNA-sekvensen som har oppstått på grunn av UV-bestråling [156], [167], [168], [169]. Fotolyase aktiveres i nærvær av synlig lys, for eksempel lampelys eller sollys, i området 330-480 nm [166], [163]. Fotoreaktiveringsprosessen er illustrert i Figur 3-15.



Figur 3-15. Fotoreaktivering. Dannelse av fotoproduktene CPD og 6-4 PP ved UV-bestråling. Fotolyase reparerer den skadde DNA-sekvensen i nærvær av synlig lys. Tatt fra [157].

Michaelis-Menten reaksjonsskjema (Figur 3-16) for enzymatiske reaksjoner har blitt benyttet til å beskrive fotoreaktiveringsprosessen [170], [154, p. 17], [171]:



Figur 3-16. Michaelis-Menten reaksjonsskjema.

I dette uttrykket representerer E det fotoreaktiverende enzymet, S er substratet (som er ultrafiolette lesjoner i DNA), ES er et enzym-substratkompleks, P er produktet (den reparerte DNA-lesjonen), mens k_1 , k_2 og k_3 er hastighetskonstanter [170], [154, p. 17]. Enzymet binder seg til pyrimidindimerne og monomerer dimerne [172], [154, p. 17], [173], [171], altså reagerer og bindes sammen til større molekyler [174], ved eksponering av lys [154, p. 17]. Det reversible ES enzym-substratkomplekset er uavhengig for lys, mens hastighetskonstanten k_3 er null i mørket og er helt avhengig av lysenergi [154, p. 17], [171].

Effekten av fotoreaktivering er i svært stor grad korrelert med lysintensitet [154, p. 17]. Reparasjon av UV-skader krever normalt flere timer for å bli fullført med lampelys som lyskilde [154], [161], mens det i nærvær av sollys kan forgå så raskt som brøkdeler av en time i UV-bestrålte *E. coli* og halofile bakterier [154, p. 17], [172], [173], [171].

Fotoreaktivering er en vanlig, men ikke allment utbredt, egenskap blant mikroorganismer [154, p. 17], [171]. Det finnes ingen klart definert fylogenetisk forskjell som antyder hvilke mikroorganismer som vil inneha denne egenskapen, og de som ikke vil ha det [154, p. 17], [171], men det har vist seg at bakteriearter som *Bacillus subtilis*, *Diplococcus pneumonia*, *Haemophilus influenza* og *Micrococcus radiodurans* ikke innehar fotoreparasjonsegenskaper [171]. Det har derimot flere arter av prokaryote organismer som *Aerobacter*, *E. coli*, cyanobakterier, *Erwinia*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas cepacia*, *Streptomyces*, *Streptococcus faecalis* og ekstreme halofile bakterier, samt eukaryote organismer som *Neurospora*, *Penicillium* og *Saccharomyces* [154, p. 17], [171]. Virus innehar på generell basis ikke denne reparasjonsegenskapen med unntak av hvis de er tilstede i en vertscelle som kan reparere seg selv [171].

I forbindelse med desinfeksjon av drikkevann spiller ikke fotoreaktivering en vesentlig rolle på grunn av begrenset eksponering for lys i distribusjonssystemet [165]. Dette er derimot ikke tilfellet for desinfeksjon av avløpsvann i kommunale renseanlegg, da det rensede avløpsvannet som blir sluppet ut blir utsatt for sollys i overflatevann etter UV-behandling [165].

3.6.3 Mørkereparasjon («dark repair»)

I motsetning til fotoreaktivering, som er en lysavhengig reparasjonsmekanisme hvor fotolyase-enzymet binder seg spesifikt til syklobutyl-pyrimidin-dimere (CPD) og pyrimidin-6-4-pyrimidinon-dimere (6-4 PP) og reverserer UV-skaden ved å benytte lysenergi [156], er mørkereparasjon en mekanisme som erstatter det skadede DNA-et med nye og uskadede nukleotider uavhengig av lys [156], [162], [171]. Nukleotider er de biokjemiske forbindelsene som utgjør byggsteinene i DNA og RNA [175].

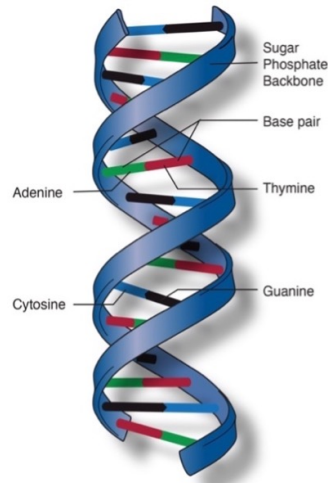
Mørkereparasjon er en multi-enzymatisk mekanisme hvor pyrimidin-dimeren gjenkjennes av et enzym som avskjærer dimeren fra DNA-tråden på den ene siden [171]. En eksonuklease, som er en klasse av enzymer som spalter av nukleotider en om gangen fra 3'- eller 5'-endene av DNA- og RNA-kjeder [176], frigjør deretter dimeren fullstendig fra DNA-tråden [171]. Et replikerende DNA-enzym reparerer deretter gapet som har oppstått [171].

Bakterier er i stand til å benytte tre forskjellige metoder for mørkereparasjon [177], [154, p. 18]:

- nucleotide-excision repair (excision repair)
- SOS-error prone repair
- recombinational repair

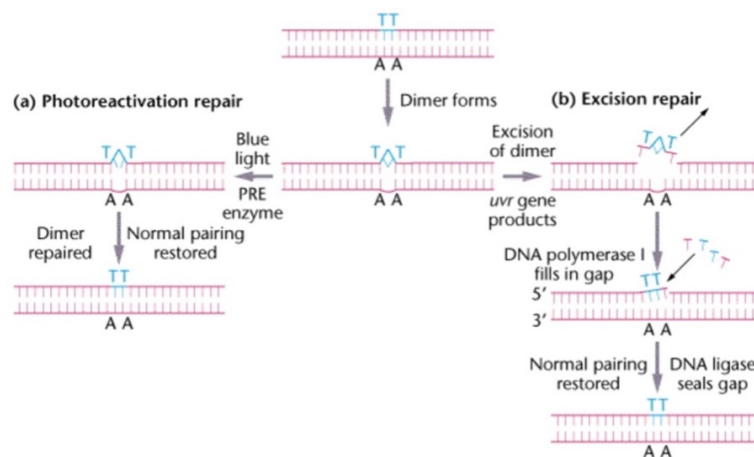
Felles for de tre mørkereparasjonsprosessene er SOS-systemet (engelsk: «SOS regulatory system») [154, p. 18], som er et DNA-reparasjonsregulerende nettverk som resulterer i DNA-gjenoppretting [178]. Dette er en cellulær mekanisme som innebærer at en DNA-skade fungerer som et nødsignal til cellen [154, p. 18]. Dette nødsignalet fører til en aktivering av flere cellulære funksjoner som er involvert i reparasjon av DNA [154, p. 18]. Sentralt i dette er proteinene *LexA* og *RecA* [154], [178]. *LexA* undertrykker normalt SOS-systemet [154, p. 18], [178], men blir inaktivert av *RecA* som blir aktivert i forbindelse med skader forårsaket av UV-bestråling [154, p. 18].

Nucleotide-excision repair er den dominerende formen for mørkereparasjon [177]. Metoden tar utgangspunkt i, og utnytter, at informasjonen i DNA er tilstede i to kopier [154, p. 18]. DNA har, som vist i Figur 3-17, form som en lang dobbeltråd heliks hvor genene ligger etter hverandre på rekke [179].



Figur 3-17. Dobbelttråd heliks-struktur i DNA. Tatt fra [180].

I *excision repair* blir reparasjon utført ved at det gjøres et snitt i den skadede tråden nær skadelokasjonen [154, p. 18], [177], og DNA-fragmentet som inkluderer skaden blir skåret ut og fjernet [154, p. 18], [177]. Det manglende DNA-et blir deretter reparert ved å benytte den motsatte tråden som en mal for reparasjonen [154, p. 18]. Figur 3-18 viser en skjematisk sammenligning av prinsippene for henholdsvis fotoreaktivering og *excision repair*.



Figur 3-18. Skjematisk sammenligning av UV-reparasjonsmekanisme (a) fotoreaktivering og (b) *excision repair*. Tatt fra [181].

Mørkereparasjon er en mer langsom mekanisme for UV-reparasjon enn fotoreaktivering [177], og har blitt oppdaget i blant annet *E. coli* og moderate halofile bakterier [182]. Mørkereparasjon i *E. coli* oppnås gjennom å oppbevare bakterien i flere timer i en næringsfri buffer i mørket mellom UV-

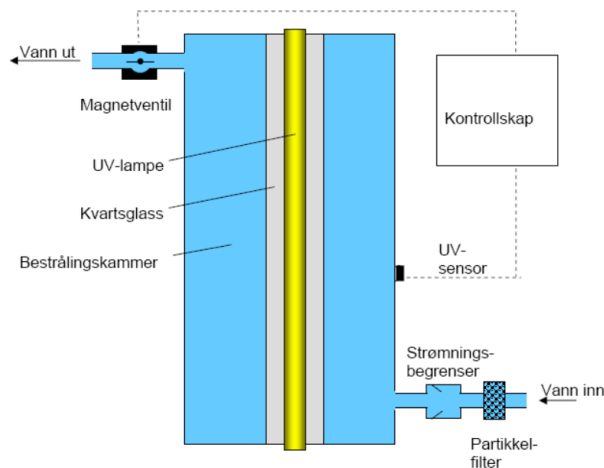
bestråling og utplating [154, p. 18]. I motsetning til *E. coli* og moderate halofile bakterier, er det ikke påvist mørkereparasjonsegenskaper i de ekstreme halofile bakteriene *Archaea* [173].

3.7 UV-anlegg

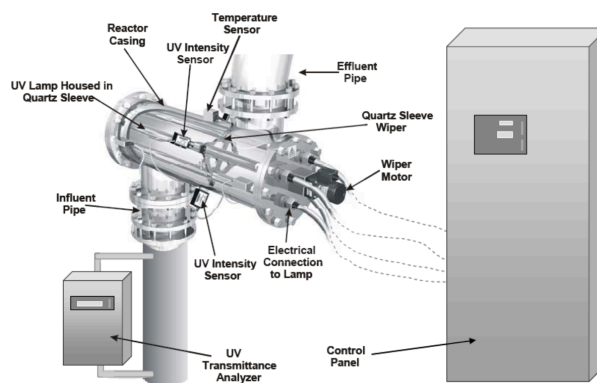
3.7.1 Hovedkomponenter i UV-anlegg

Figur 3-19 og Figur 3-20 viser henholdsvis en prinsipiell oppbygning av et UV-anlegg og elementene i et UV-aggregat. Et UV-anlegg består vanligvis av følgende sentrale komponenter [47]:

- UV-reaktorer med UV-lamper
- beskyttelsesrør, som vanligvis er laget av kvartsglass
- UV-intensitetssensor
- termaturmåler
- rengjøringsanordninger for beskyttelsesrør og sensor



Figur 3-19. Prinsipiell oppbygning av et UV-anlegg med UV-lampe, kvartsglass, bestrålingskammer, UV-sensor, kontrollskap og automatisk stengeventil. Tatt fra [100].



Figur 3-20. Eksempel på utforming av en UV-reaktor med UV-lamper, kvartsrør, UV- og temperatursensorer, rengjøringsystem (viskere) og kontrollskap (USEPA, 2006). Tatt fra [100].

Et UV-anlegg kan i hovedsak deles inn i to bestanddeler: kamre med UV-lamper der vannet bestråles og kontrollskap hvor UV-effekten overvåkes kontinuerlig [136]. Intensiteten på UV-lyset er avgjørende for inaktiveringseffektiviteten av UV-doser, og derfor er et av de viktigste elementene i et UV-anlegg måleutstyr som skal sikre at tilstrekkelige UV-doser blir oppnådd. UV-lysets intensitet påvirkes av flere ulike faktorer, blant annet lampealder, vannkvalitet og beleggdannelse på kvartsrørene [47]. Det viktigste måleutstyret er i henhold til [47] er som følger:

- UV-sensorer som detekterer UV-intensitet i UV-aggregatet
- temperatursensorer som kontrollerer og hindrer overoppheting av UV-reaktoren
- vannmålere som sammen med UV-sensorene skal sikre at UV-dosen blir korrekt
- UV-transmisjonsmålere som anvendes i forbindelse med dosestyling og kontroll

På grunn av ulik størrelse og utforming av bestrålingskammer med innløps- og utløpsarrangement, finnes det flere forskjellige UV-aggregater med variasjoner i hydraulisk- og strømningsmessig karakteristikk. Dette fører til at både oppholdstid og fordeling av UV-dose vil variere mellom ulike modeller av UV-aggregater [133]. UV-aggregater inneholder som tidligere nevnt én eller flere UV-lamper, og er en helt sentral komponent i ethvert UV-anlegg.

UV-lampene som benyttes til desinfeksjon kan inneholde både kvikksølv- og argongass, og strålingen som produseres frembringes ved elektriske gassutladninger. Kvikksølv er det vanligste grunnstoffet å bruke i UV-lamper, men også xenongass kan avgi lys i det bakteriedrepende stråleområdet [136], [183], [184]. Bølgelengden til det utsendte lyset avhenger av gassblandingen, samt effektnivået til lampen som brukes. Kvikksølvdamplamper klassifiseres normalt etter om de er lavtrykks- (LP) eller mellomtrykkslamper (MP), noe som er avhengig av lampenes innvendige gasstrykk [136], [183], [184]. Noen typiske egenskaper for de vanligste lampetyperne er presentert i Tabell 3-4.

Tabell 3-4. Egenskaper for kvikksøvlamper. Tatt fra [133], [183], [184].

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

Lavtrykkslamper (LP); lavtrykkslamper med høyt utbytte (LPHO) og mellomtrykkslamper (MP)

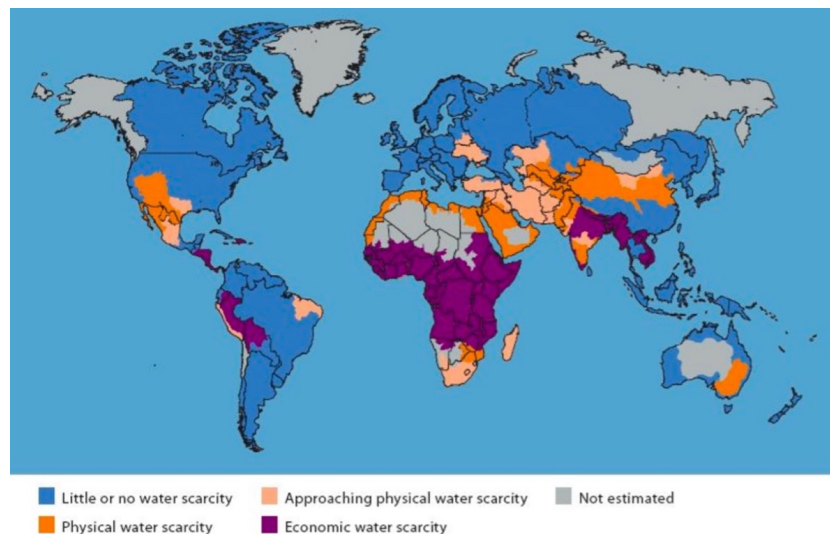
Ifølge [8], [136], [184] avgir lavtrykkslamper ca. 85% av sin strålingen til produksjon av monokromatisk lys ved bølgelengd 254 nm, mens MP-lamper utstråler polykromatisk lys med et bredere spektrum, inkludert et bakteriedrepende område mellom 200 og 300 nm. Stråling under 240 nm kan imidlertid gi opphav til uheldige biprodukter og må derfor blokkeres [136], [184].

Sammenlignet med LP-lamper krever MP-lamper svært høye driftstemperaturer, bruker mer elektrisk energi og produserer betydelig mer lys, samt at MP-lampene har mindre levetid enn LP-lampene. Det har i [184] også blitt meldt om mindre strømforbruk ved benyttelse av LP-lamper. Strømforbruket for en LP-, LPHO- og MP-lampe er på henholdsvis 0.2-0.4, 0.6-1.2 og 125-250 W/cm [184].

3.8 Gjenbruk av avløpsvann

3.8.1 Ferskvannsmangel og nødvendigheten av gjenbruk av avløpsvann

Vann er det viktigste naturressurselementet i verden [185], og er en livsnødvendighet for alt menneskeliv og dyreliv [186], [187]. Det benyttes blant annet til drikkevann, matproduksjon, kraftproduksjon, industri og sanitære formål [188], men mange steder i verden opplever i dag en mangel på ferskvann som vist i Figur 3-21. Dette gjelder spesielt i områder som Nord-Kina, deler av India og Australia, California, Mexico og Midtøsten. Det er for eksempel store utfordringer med å skaffe tilstrekkelig ferskvann til både befolkningen og industrisektoren i de store byene i Australia [15, p. 650], i tillegg til å anskaffe nok ferskvann i forbindelse med landets landbruksproduksjon [15, p. 650]. Vannmangel regnes derfor som et av de viktigste problemene som mange samfunn, og verden generelt, står overfor i det 21. århundre [13] da det påvirker alle sosiale og økonomiske sektorer, samt utgjør en trussel mot bærekraftigheten av verdens naturressurser [189].



Figur 3-21. Oversikt over fysisk og økonomisk vannknapphet i verden. Tatt fra [190].

Det skiller mellom to forskjellige typer av vannmangel, fysisk og økonomisk vannmangel [191], [192], som begge er vist i Figur 3-21. Fysisk vannmangel innebærer at en regions etterspørsel etter vann overgår tilgangen på de begrensede vannressursene som allerede finnes i området [192], noe som i følge FNs mat- og landbruksorganisasjon (FAO) sin rapport «*The State of Food and Agriculture*» [193] er tilfellet for over 1.2 milliarder mennesker i verden. Dette gjelder blant annet for ørkenområdene i Nord-Amerika, kystområdene nord for Sahara i Afrika, den arabiske halvøy, sentrale deler av Asia, samt ørkennære områder øst i Australia som vist på Figur 3-21. Dette vil også kunne omfatte nærmere 500 millioner flere mennesker om kort tid [13], blant annet i resten av Midtøsten, Ukraina,

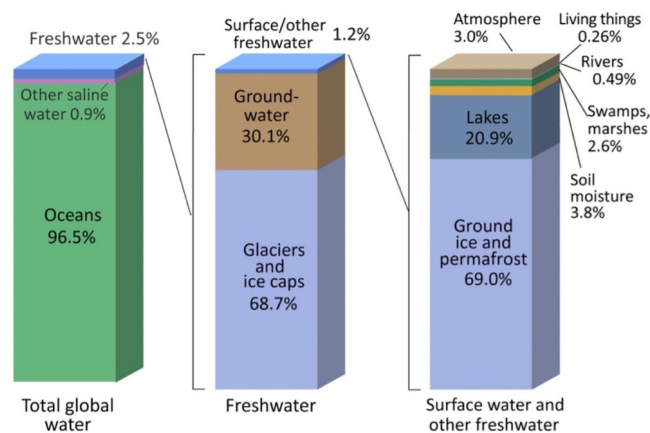
Sør-Afrika og Madagaskar (Figur 3-21). I henhold FNs organisasjon for ernæring og landbruk (FAO) [194] inntreffer fysisk vannmangel i et land nå det tas ut over 60% av dets fornybare ferskvannsressurser. Fysisk vannmangel kan også være sesongbasert [192], noe som understrekes av at det ifølge UNICEF [18] er nærmere to tredjedeler av verdens befolkning som opplever alvorlig vannmangel i minst én måned hvert eneste år. FNs prognoser [28] viser at dette tallet kan øke til 4.8-5.7 milliarder mennesker innen år 2050. Det er forventet at antallet mennesker som påvirkes av fysisk vannmangel vil fortsette å øke som følge befolkningsvekst, og mer uforutsigbare og ekstreme værforhold [192].

Økonomisk vannmangel skyldes derimot fravær av vann-infrastruktur [192], som er infrastruktur nødvendig for å kunne ta opp og transportere vann fra for eksempel elver og akvifer [13]. Akvifer er bergarter og sedimenter som inneholder store mengder grunnvann [195]. Mangelfull eller dårlig forvaltning av vannressurser der infrastruktur er tilgjengelig regnes også inn under økonomisk vannmangel [192]. Dette kan skyldes uregulert vannforbruk i forbindelse med blant annet industri og landbruk [192]. I henhold til FN [13] er dette tilfellet for 1.6 milliarder mennesker i blant annet Mellom-Amerika, deler av Sør-Amerika, store deler av Sentral-Afrika, nordre deler av India og deler av Sørøst-Asia, som vist i Figur 3-21.

Utviklingen av ferskvannssituasjonen er i hovedsak bestemt av tre forhold [15, p. 650]:

- tilgjengeligheten på ferskvann
- befolkningsøkning
- urbanisering

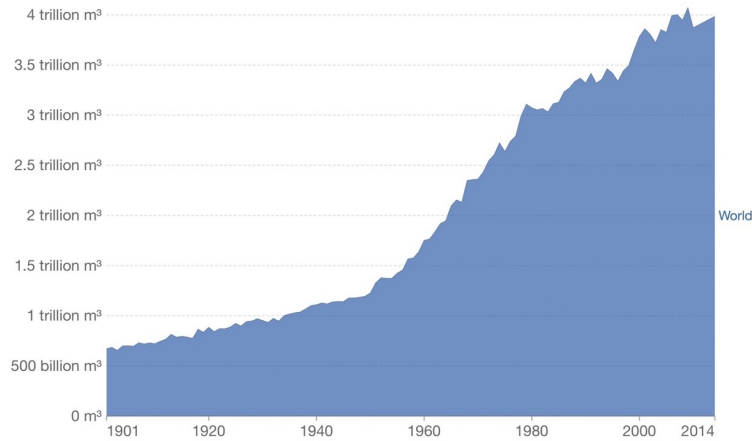
Hele 71% av verdens overflate er dekket av vann [196], men som Figur 3-22 illustrerer er i overkant av 97% av det tilgjengelige ferskvannet saltvann. Ferskvann, som er selve fundamentet for alle økologi- og samfunnsprosesser [197], utgjør kun 2.5% av verdens vannressurser. Figuren viser også at store deler av ferskvannet, nærmere to tredjedeler, er utilgjengelig da det er nedfrosset i isbreer og iskapper. Det er dessuten bare 1.2% av ferskvannet som er tilgjengelig som ferskvann på jordens overflate, eller i luften, mens de resterende 30.1% er grunnvann.



Figur 3-22. Skjematisk fordeling av jordens tilgjengelige vannressurser. Tatt fra [196].

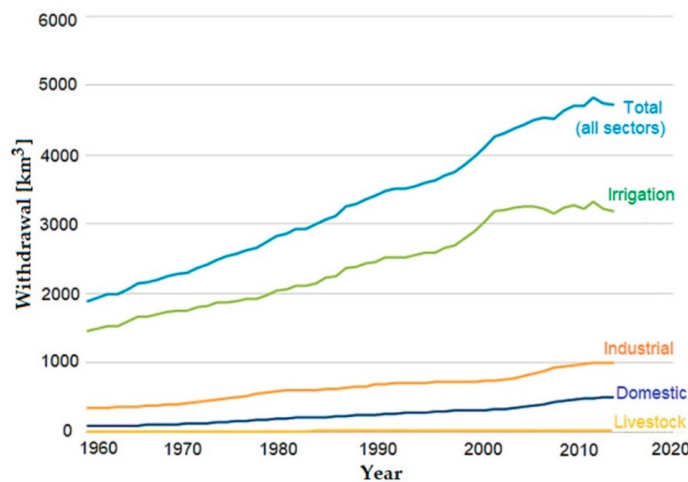
Store deler av ferskvannet på kloden er både utilgjengelig og ujevnt fordelt [13], [15, p. 651], da det i tillegg til å være bundet opp i isbreer og iskapper, også finnes i store elver i områder med lite befolkning som for eksempel flere av elvene i Sibir [15, p. 651]. Ferskvannsføremønstre er samtidig truet av både menneskeskapt forurensning som skyldes for eksempel økt industrialisering, oljeutvinning og mikroplast, samt klimaforandringer [15, p. 411]. Et eksempel på dette er Bajkal, Eurasias største ferskvannssjø i volum, som er truet av forurensning fra treforedlingsindustri [198]. Dette er svært uheldig da det er beregnet at sjøen inneholder 20% av verdens forsyning av ferskvann [198]. Et annet eksempel er Aralsjøen, beliggende i Sentral-Asia på grensen mellom Kasakhstan og Usbekistan [199], og som tidligere ble regnet som verdens fjerde største ferskvannssjø [200]. I dag er den redusert til en tidel av dens opprinnelige størrelse på grunn av hensynsløs landbrukspolitikk fra det tidligere Sovjetunionen [200], som medførte at innsjøens tilsig fra elvene Amu-Darja og Syr-Darja ble omregulert til kunstig vanning i Sentral-Asia [199], [200]. Dette medførte at vannstanden i Aralsjøen sank, bestanden av ferskvannsfisk ble borte, samt sterk forurensning og høyt saltinnhold i vannet [199], [200]. I tillegg vil klimaendringer som global oppvarming innebære høyere temperaturer, mer ekstremvær og endringer i sesongmessig nedbør som vil påvirke innsjøer, elver og bekker, samtidig som at isbreer vil smelte og ferskvann renne ut i havet [201], [202].

Befolkningsvekst er et annet forhold som setter ferskvannssituasjonen i verden under press [15, p. 411]. I henhold til rapporten «*World Population Prospects 2019*» [16] utarbeidet av UN DESA (United Nations Department of Economic and Social Affairs) er det forventet at verdens befolkning innen utgangen av år 2030, 2050 og 2100 vil kunne overstige henholdsvis 8.5, 9.7 og 10.9 milliarder mennesker. Da det kun finnes nok ferskvann i verden til å dekke behovet for 7 milliarder mennesker [13], vil vannmangel som problem fortsette å øke i fremtiden. Det er ifølge FNs utviklingsprogram (UNDP) [12] forventet at den globale etterspørselen etter vann vil overstige tilgangen med 40% allerede innen år 2030, og at ca. 6 milliarder mennesker kan oppleve knapphet på rent vann innen 2050 [12]. I sammenheng med befolkningsvekst er også økning i levestandard, og en forventning om videre økt levestandard, med på å endre for eksempel menneskers matvaner i en retning som stadig blir mer vannkrevende [15, p. 651]. Dette setter ferskvannutilgjengeligheten under press, da vannforbruk i forbindelse med matproduksjon står for mesteparten av det vannet som mennesker trenger [15, p. 651]. Et eksempel er avokado, som har blitt en svært populær og ettertraktet matvare i den senere tid, og som krever hele 2000 liter vann per kilogram som blir produsert [203], noe som blant annet i Chile har resultert i flere områder hvor elever har tørket ut, samt fall i grunnvannsnivå [203]. Konsekvenser av dette har vært at lokalbefolkningen i stor grad står uten tilgang på rent vann [203]. Ifølge FNs tall [28] står jordbruk for hele 72% av verdens forbruk av ferskvann, mens husholdninger og industri står for henholdsvis 12 og 16%. Figur 3-23 viser samlet globalt ferskvannsuttak i kubikkmeter (m³) for landbruk, industri og husholdningsforbruk fra år 1900 og frem til 2014.



Figur 3-23. Samlet globalt ferskvannsutttak for landbruk, industri og husholdningsforbruk siden 1900, målt i kubikkmeter (m^3) per år. Tatt fra [204].

Figuren illustrerer tydelig hvor kraftig økningen av ferskvannsforbruket i verden har vært, spesielt fra 1950-tallet og utover, noe som kan forklares med blant annet økt industrialisering, befolkningsvekst og urbanisering. Dette er nærmere illustrert i Figur 3-24 som viser det globale utttaket av ferskvann i årene 1960-2014 fordelt på ulike sektorer, hvorav det tydelig kan ses at vanning står for det høyeste uttaksvolumet.



Figur 3-24. Globalt ferskvannsutttak etter sektor, årene 1960–2014. Tatt fra [205].

I tillegg til ferskvannstilgjengelighet og økt befolkningsvekst er urbanisering et forhold som trekkes frem som en medvirkende faktor i utviklingen av ferskvannssituasjonen i verden i dag [15, p. 651]. Urbanisering foregår i de fleste land, og er et begrep som beskriver prosessen der befolkning som i hovedsak arbeidet i primærnæringene og bodde på landsbygda, forflytter seg til byområder hvor de omstiller seg til arbeid innenfor industri- og servicevirksomhet [206], [15, p. 651]. I henhold til Verdensbanken [207] bor nærmere 55% av verdens befolkning i urbane områder, og utviklingen er stigende [207], spesielt i utviklingsland [15, p. 651]. Utfordringen med økt urbanisering i utviklingsland er at det i mange av byene ikke er utviklet fungerende vann- og avløpssystemer [15, p. 651], noe som medfører at det som blir produsert av avløpsvann ofte blir sluppet ut i naturen uten å

ha blitt rensert på forhånd [15, p. 652]. Dette forårsaker forurensning som vil kunne forplante seg til vannforsyninger som benyttes til drikkevann eller vanningsvann i forbindelse med for eksempel grønnsaksdyrking, og som vil kunne føre til sykdom og død [15, p. 652].

Gjenbruk av avløpsvann er en strategi som har blitt trukket frem som en mulig måte å ivareta verdens tilgjengelige ferskvannsressurser på [29], [15, pp. 411, 652], [30], [208], [209], da avløpsvann i en by er den sikreste kilden til vann [15, p. 656]. Avløpsvann har i stor grad blitt sett på som et avfall som det har vært nødvendig å rense før det har blitt sluppet ut i naturen [15, p. 656], men det har i senere tid inntruffet en holdningsendring [208] og stadig flere land nå ser mulighetene i å benytte gjenvunnet avløpsvann til for eksempel vanningsformål, prosessvann i industri, rengjøring og forsyningsvann [15, pp. 411, 656], [33]. I de Forente Arabiske Emirater (UAE) benyttes alt avløpsvann til vanning [15, p. 656], [31], mens det i Singapore er en betydelig andel av landets vannforsyning som er basert på gjenvunnet avløpsvann [15, p. 656], [32]. Et annet eksempel er California i USA, en delstat som jevnlig opplever tørkeperioder [210], hvor det blant annet i fylket Orange County benyttes grunnvann som reservoar, og hvor godt rensert avløpsvann blir infiltrert i grunnen og blandet sammen med det allerede eksisterende grunnvannet [15, p. 657]. Dette vannet blir deretter tatt ut etter behov, og benyttet som forsyningsvann etter gjennomgått vannbehandling [47, p. 657].

Norge har tradisjonelt sett, sammen med de fleste andre land i Europa som vist på Figur 3-21, ikke vært spesielt preget av stor vannmangel. I den senere tid har derimot *vannstress*, som oppstår når behovet for vann overstiger den tilgjengelige mengden i en viss periode eller at dårlig kvalitet begrenser bruken [211], blitt et stadig voksende problem i Europa [212]. Vannstress inntreffer når et land trekker ut over 25% av sine fornybare ferskvannsressurser [194]. I henhold til Det Europeiske Miljøbyrået (EEA) [213] opplever 30% av Europas befolkning vannstress i løpet av et år, og det er forventet at dette i fremtiden vil øke på grunn av klimaendringer som for eksempel vil føre til hyppigere tørkeperioder [26], [27]. Dette har det allerede vært flere tilfeller av i Norge [20], [21], [24], blant annet i forbindelse med tørkeperioden som inntraff i Europa sommeren 2018 [21], [24], [22], og som førte til at flere drikkevannsmagasiner og brønner i Sør-Norge gikk tomme eller nesten tomme for vann [23].

Det er knyttet flere vannkvalitet- og helsemessige utfordringer til gjenbruk av avløpsvann som det må tas hensyn til [15, p. 657], [208], [214], [209]. Avløpsvann kan ikke gjenbrukes som for eksempel forsyningsvann eller vanningsvann uten at det har gjennomgått rensing med tanke på blant annet patogene mikroorganismer, organiske mikroforurensninger og uorganiske forurensninger [15, p. 657]. Dette innebærer at det må innføres hygieniske barrierer i forhold til både desinfeksjon og partikkelseparasjon i rensaneanlegg [15, p. 657], samt omvendt osmose for avsalting [15, p. 658]. Krav og retningslinjer for gjenbruk av avløpsvann til ulike formål må derfor gjenspeile disse utfordringene for å sikre at det blir utført på en forsvarlig måte i forhold til helse- og miljømessige aspekter.

3.8.2 Standarder, forskrifter og retningslinjer for gjenbruk av rensert avløpsvann

I forbindelse med gjenbruk av avløpsvann til ulike formål skilles det mellom standarder, forskrifter og retningslinjer. En *standard* innebærer alle håndhevbare regler, prinsipper eller tiltak etablert av en reguleringsmyndighet [215, p. 133]. Standarder innen vann- og avløpsteknikk vil ofte være synonymt

med numeriske vannkvalitetsgrenser [215, p. 133]. *Forskrifter* er kriterier, standarder, regler eller krav som er lovlig vedtatt og obligatoriske, og håndheves av offentlige etater [215, p. 133].

Retningslinjer er derimot anbefalte eller foreslåtte standarder, kriterier, regler og prosedyrer som er frivillige og rådgivende, og som ikke kan håndheves [215, p. 132]. De kan imidlertid innlemmes i tillatelser for gjenbruk av vann, og på den måten bli håndhevbare krav [215, p. 135].

Vannmangel har ført til at avløpsvann i økende grad blir brukt til å vanne blant annet landbruk- og landskapsarealer [216], og det anslås at mer enn 10% av verdens befolkning spiser matvekster som er produsert på arealer som blir vannet med gjenvunnet avløpsvann [205], og det er forventet at dette vil øke i omfang da økt befolkningsvekst vil bidra til ytterligere vannmangel [216]. Det har på bakgrunn av dette blitt utviklet standarder eller retningslinjer i de fleste land hvor gjenbruk av avløpsvann blir praktisert [216]. Dette har blitt gjort for å håndtere den folkehelseerisikoen som kan oppstå ved bruk av avløpsvann i for eksempel matproduksjon [216]. Avløpsvann inneholder patogene organismer som virus, bakterier, protozoer og helminter, i tillegg til kjemiske bestanddeler som vil kunne være bekymringsfulle dersom vannet skal benyttes til et slikt formål [216].

Standarder og retningslinjer som har blitt utviklet har ofte blitt basert på, eller tilpasset ut ifra, veiledninger utarbeidet av Verdens helseorganisasjon (WHO) [216]. Lokale, sosiale, kulturelle, økonomiske og miljømessige forhold [215, p. 180], [216], samt tilgjengelig vannbehandling, har ført til at det er stor variasjon fra land til land og region til region i hvor rigide og strenge disse er [216]. I USA er for eksempel kravene til hygienisk kvalitet på vann som gjenbrukes til vanningsvann mye strengere enn retningslinjene til WHO [217], [215, p. 179], og de kan variere mye fra delstat til delstat. Dette er tilfellet fordi den amerikanske føderale etaten EPA (U.S. Environmental Protection Agency) istedenfor å etablere nasjonale standarder for gjenbruk, heller bestemte seg for å utvikle omfattende føderale retningslinjer og oppmuntre stater til å utvikle sine egne forskrifter [218]. California og Florida er eksempler på to delstater som praktiserer svært strenge krav [218], noe som innebærer at avløpsvannet som skal benyttes til gjenbruk må gjennomgå omfattende vannbehandling og desinfeksjon [217].

Det har inntil nylig ikke eksistert noen forskrifter eller retningslinjer på et overordnet EU-nivå [212] angående gjenbruk av avløpsvann. Det har derimot vært flere medlemsland som blant annet Belgia, Kypros, Frankrike, Hellas, Italia, Malta og Spania [212], [219] som har utviklet sine egne initiativer angående gjenbruk av vann til vanningsformål, industriell bruk og oppfylling av akvifer [219]. Det at Kypros og Malta gjenbraker mer enn henholdsvis 90% og 60% av sitt avløpsvann, mens Hellas, Italia og Spania gjenbraker mellom 5% og 12%, indikerer hvor stort potensialet er for videre oppskalering av gjenbruk i EU [219]. I den senere tid har det derfor blitt utført arbeid i forhold til å harmonisere de ulike tilnærmingene på europeisk nivå [212], og i juni 2023 [219] blir det innført en forordning [220] som tar for seg minimumskrav til gjenbruk av avløpsvann fra byområder til vanning av landbruksarealer. Det er forventet at disse reglene vil stimulere og legge til rette for mer gjenbruk av vann i EU [219]. Forordningen vil fastsette vannklasser og minimumskrav til vannkvalitet, samt angi grenseverdier for blant annet *E. coli* og turbiditet [221]. Vannklassene vil være inndelt i forhold til om produktene skal spises rå, om de skal behandles, og hvilken vanningsmetode som blir benyttet [221]. Kravene vil ikke bare gjelde vegetabler, men også vekster som fôr, prydplanter og gressplen, i tillegg til frøproduksjon [221].

I Norge er det per dags dato ubehandlet overflatevann, grunnvann og behandlet drikkevann som benyttes som vannkilde i forbindelse med landbruksvanning [221], [222, p. 8], og det finnes få retningslinjer i forhold til dette [217]. Mattilsynet har ikke kjennskap til at det finnes noen avløpsreanseanlegg i Norge hvor rensset avløpsvann blir direkte benyttet til vanningsformål [221]. I henhold til et posisjonsnotat utarbeidet av Regjeringen angående EUs forordning om minimumskrav til gjenbruk av avløpsvann til landbruksvanning, blir en slik gjenbruk foreløpig ikke ansett som nødvendig da det forventes å være god tilgang på overflatevann av tilstrekkelig hygienisk kvalitet fremover [221]. Dette kan imidlertid endre seg da klimaendringer, i form av for eksempel langvarige tørkeperioder, vil kunne føre til at vil bli nødvendig å finne alternative metoder for å dekke behovet for landbruksvanning. Det påpekes i Regjeringens posisjonsnotat at det ved en eventuell fastsettelse av forordningen i Norge må utføres utredninger og undersøkelser i forhold til blant annet mattrygghet ved bruk av vann fra alternative vannkilder, samt generelle holdninger til bruk av andre vannkilder enn kranvann [221].

4 Forskerspørsmål

Forskerspørsmålet i dette spesialiseringsprosjektet er som følger:

- Hvordan kan UV-bestråling benyttes som desinfeksjonsmetode for å kunne utnytte rensed kommunalt avløpsvann som kvalitetssikkert vanningsvann i Norge?

Det er i tillegg til dette spørsmålet blitt utarbeidet syv følgende underspørsmål:

- Hvilke hygieniske kvalitetskrav må oppfylles for at kommunalt avløpsvann skal kunne benyttes som vanningsvann i Norge?
- Hvilke UV-doser må benyttes for å oppnå inaktivering av termotolerante koliforme bakterier som oppfyller gjeldende hygieniske kvalitetskrav for vanningsformål?
- Hvordan påvirkes fotoreaktivering og mørkereparasjon ved ulike UV-doser?
- Hvordan påvirker ulike renseprosesser effektiviteten av UV-bestråling?
- Hvilke driftsforstyrrelser kan påvirke UV-inaktivering?
- Hvordan kan kvaliteten på vannet som går ut av UV-anlegget sikres automatisk?
- Hvordan kan gjenbruk av avløpsvann til vanningsformål bidra til en sirkulær prosess?

4.1 Avgrensninger

Det er blitt gjort følgende avgrensninger av oppgaven:

- Det er rensed avløpsvann som har blitt benyttet i laboratorieforsøkene. Det er ikke benyttet noen form for ubehandlet avløpsvann i dette prosjektet.
- Det er rensed avløpsvann fra renseanleggene på henholdsvis Groos i Grimstad og Saulekilen på His i Arendal som er benyttet. Ingen vannprøver fra andre renseanlegg er benyttet i dette prosjektet.
- UV lampen som har blitt benyttet i forbindelse med laboratorieforsøk med UV-bestråling er en lavtrykks kvikksølvlampe med monokromatisk lys med bølgelengde på 254 nm. Ingen andre lyskilder har blitt brukt i denne oppgaven.
- Effekten av UV-bestråling i forbindelse med desinfeksjon av rensed avløpsvann har blitt avgrenset til undersøkelser av den mikrobiologiske parameteren termotolerante koliforme bakterier (TKB). Indikatororganismen *Escherichia coli* (*E. coli*) inngår i denne bakteriegruppen.
- De kjemisk-fysikalske parametere som har blitt undersøkt i dette prosjektet er avgrenset til henholdsvis pH, ledningsevne (konduktivitet), fargetall og turbiditet. I tillegg er det blitt utført undersøkelser av suspendert stoff.
- Måling av UV-transmisjon ble kun utført for å beregne gjennomsnittlig UV-intensitet, og ble utført eksternt av *Eurofins*. Ingen egne undersøkelser av transmisjon har blitt utført av gruppen selv.
- I forhold til å studere og sammenligne den eventuelle effekten ulike renseprosesser har på UV-bestråling som desinfeksjonsmetode er det de to renseprosessene biologisk rensing og biologisk-kjemisk rensing som er analysert. Dette er fordi det er disse to rensemetodene som

benyttes på renseanleggene på Groos og Saulekilen. Henholdsvis biologisk rensing på Groos og biologisk-kjemisk rensing på Saulekilen.

- Det er ikke utført egne laboratorieforsøk angående hvordan fotoreaktivering og mørkereparasjon påvirkes ved ulike UV-doser. Denne delen av oppgaven er derfor teoretisk forankret og basert på innsamling og bearbeiding av tidligere utført forskning på dette området.
- I forhold til utførte laboratorieforsøk med etterpolering for partikkelfjerning er det sandfilter som har blitt benyttet som metode.
- Økonomi er ikke et aspekt det er tatt hensyn til i dette prosjektet.

5 Case

Denne masteroppgaven omhandler UV-bestråling av kommunalt avløpsvann. En av utfordringene i dette prosjektet vil være å kartlegge hvilke hygieniske kvalitetskrav som må oppfylles for at avløpsvann skal kunne benyttes som vanningsvann da gjenbruk av avløpsvann til et slikt formål ikke forekommer i Norge i dag. Det vil være nødvendig å utarbeide en oversikt over hvilke krav og retningslinjer som stilles til vanningsvann i Norge, men også over hvilke krav og direktiver som gjelder i andre deler av verden hvor slik gjenbruk av avløpsvann er mer utstrakt.

Det skal videre utføres forsøk på laboratoriet ved Universitetet i Agder (UiA) hvor rensed avløpsvann fra to forskjellige renseanlegg skal bestråles med ulike UV-doser for å undersøke hvilken effekt UV-bestråling har i forhold til desinfeksjon av avløpsvann. Effekten skal studeres overfor den mikrobiologiske parameteren termotolerante koliforme bakterier, *E. coli*. I tillegg skal de kjemisk-fysikalske parameterne pH, ledningsevne, turbiditet og fargetall undersøkes. Det skal også utføres laboratorieanalyse av suspendert stoff. Termotolerante koliforme bakterier skal fremdyrkes ved mørkinkubasjon. UV-lampen som skal benyttes i laboratoriearbeidet er en lavtrykkslampe med bølglengde på 254 nm.

Vannprøver skal hentes fra Groos renseanlegg i Grimstad og Saulekilen renseanlegg på Hisøy i Arendal. Disse to renseanleggene benytter ulike metoder for rensing av avløpsvann, henholdsvis biologisk rensing på Groos [223], mens det på Saulekilen benyttes kjemisk-biologisk rensing [224]. Det skal derfor med utgangspunkt i disse to metodene undersøkes hvilken påvirkning ulike renseprosesser har på effekten av UV-bestråling.

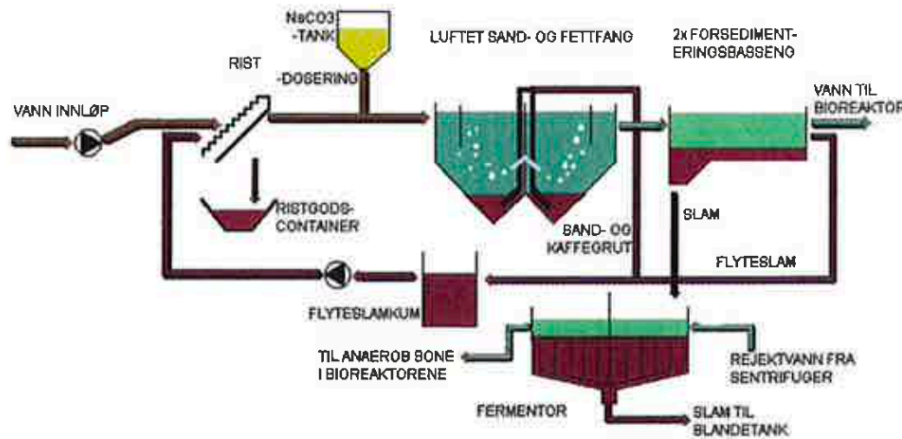
Det skal i tillegg utføres en vurdering i forhold til potensialet for oppskalering i fullskala anlegg. Dette vil innebære en diskusjon rundt hvilke driftsforstyrrelser som kan påvirke UV-inaktiveringen, samt hvilke tiltak det vil være nødvendig å iverksette for å kunne sikre at det vannet som går ut av UV-anlegget har nødvendig kvalitet.

Til slutt skal resultatene settes inn i en miljømessig kontekst i forhold til hvordan gjenbruk av avløpsvann til vanningsformål kan bidra til en sirkulær prosess, og på den måten medvirke til oppnåelse av FNs bærekraftsmål.

5.1 Groos renseanlegg

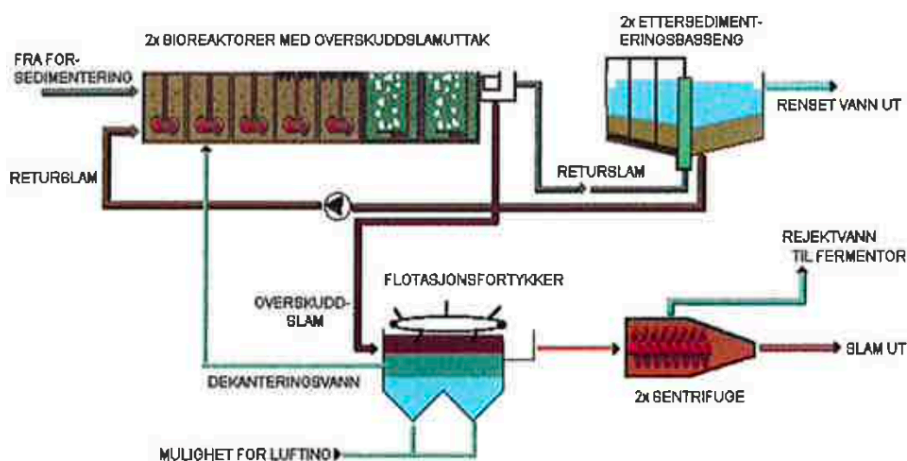
Groos kommunale renseanlegg er Norges første anlegg for biologisk fosfor- og nitrogenfjerning som behandler blandet kloakk (både sivil og industri). Renseanlegget er dimensjonert for 16 000 personekvivalenter [225].

Det opprinnelige renseanlegget ble bygget i 1989 som et mekanisk anlegg, men ble i 1995 ombygget til et biologisk renseanlegg. Renseprosessen starter med forbehandling som består av rist, sand- og fettfang, før avløpsvannet deretter fordeles til forsedimenteringsbasseng hvor ca. 50% av suspendert stoff blir fjernet. Slammet blir pumpet til en fermentor [225]. En forenklet prosess er illustrert i Figur 5-1.



Figur 5-1. Forenklet flytskjema for den første delen av renseprosessen for Groos renseanlegg. Tatt fra [225].

Fra forsedimenteringsbassenget ledes avløpsvannet til bioreaktor som består av to parallelle linjer som hver er delt inn i syv soner (en prenoksis, to anaerobe, to anoksiske og to aerobe) hvor hovedrenseprosessen foregår. Avløpsvannet blir deretter videreført til ettersedimenteringsbasseng, hvor slam og vann blir separert. Oppkonsentrert slam blir returnert til bioreaktorens preanokse sone, hvor det blir blandet med utløp fra forsedimentering [225]. En forenklet prosess er illustrert i Figur 5-2.



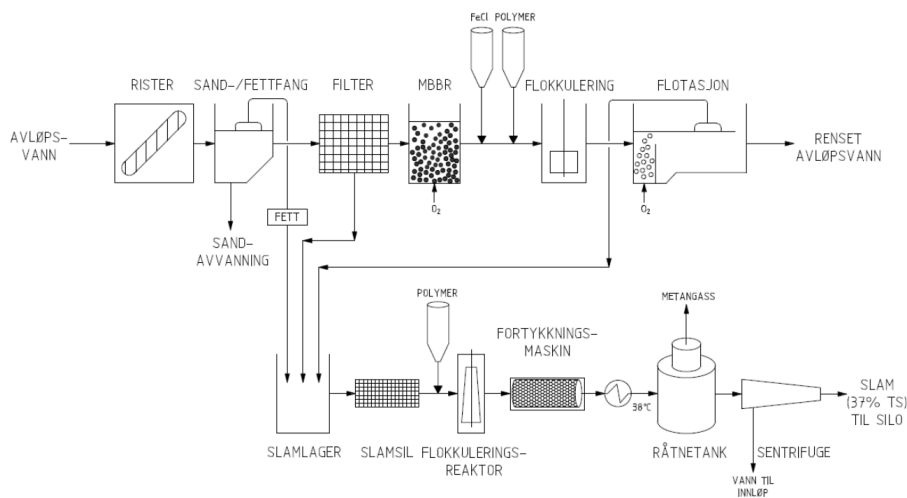
Figur 5-2. Forenklet flytskjema for den andre delen av renseprosessen for Groos renseanlegg. Tatt fra [225].

5.2 Saulekilen renseanlegg

Saulekilen kommunale renseanlegg er et kjemisk-biologisk anlegg som behandler blandet kloakk (både sivil og industri). Renseanlegget betjener nesten hele Arendal kommune, og er dimensjonert for 45 000 personekvivalenter. I tillegg mottar Saulekilen renseanlegg spillvann fra østre del av Grimstad, noe som tilsvarer 5 000 personekvivalenter [226].

Saulekilen rensesanlegg ble opprinnelig bygget som et mekanisk rensesanlegg i 1978, men ble i 2002 omgjort til et kjemisk rensesanlegg for å fjerne fosfor. Senere ble et biologisk rensetrinn lagt til for å kunne oppnå nye miljøkrav [226], [227].

Renseprosessen starter med mekanisk rensing bestående av siler som fjerner søppel, fett og sand. Deretter ledes avløpsvannet gjennom filterduker hvor gjenværende større partikler filtreres bort til slambehandling, mens avløpsvannet renner videre til bioreaktorer. Neste trinn i rensesprosessen er kjemisk felling, hvor uønskede stoffer (fosfor) blir fjernet. Vannet blir deretter ledet til flotasjonsbassenger. Slammene fra bioreaktorene og flotasjonsbassengene ledes bort til slambehandling. Flotasjonsbassengene er siste steg i rensesprosessen, hvor de siste stoffene og partiklene blir fjernet [224], [227]. Skjematisk illustrasjon av rensesprosessen, inkludert stegene for slambehandling, er vist i Figur 5-3.



Figur 5-3. Forenklet flytskjema av rensesprosessen for Saulekilen rensesanlegg. Tatt fra [224].

6 Metode

6.1 Litteraturstudium

En litteraturstudie er i henhold til Machi og McEvoy (2016) [228, p. 5] “a written document that presents a logically argued case founded on a comprehensive understanding of the current state of knowledge about a topic of study”. Dette sammenfaller med definisjonen til Aveyard (2019) som beskriver det som “the comprehensive study and interpretation of literature that relates to a particular question” [229, p. 2]. Litteraturstudier kan altså beskrives som omfattende studier og tolkning av litteratur som relaterer seg til et spesifikt tema eller spørsmål, og som i henhold til Tranfield et al. [230] skal gjøre at man blir i stand til å kartlegge og vurdere allerede eksisterende forskning. Samtidig skal de bidra til en spesifisering av forskerspørsmål for videreutvikling av kunnskap [230], og vil kunne avdekke områder hvor det er behov for mer forskningsarbeid [231]. Litteraturstudier kan derfor beskrives som selve fundamentet innen akademisk forskningsaktivitet [231].

Det er viktig at litteraturstudier blir utført på en systematisk måte, noe som i henhold til Snyder [231] innebærer at innhentet forskning må organiseres og presenteres slik at den er både transparent og reproduserbar. Det er derfor viktig at alle søkestrategier, søkeord og avgrensninger blir dokumentert [232], og at de kildene som blir benyttet er grundig vurdert i forhold til kvalitet og pålitelighet.

Persson [233] har utarbeidet en modell kalt *6S-modellen* som forklarer hvordan man skal gå frem for å gjennomføre et litteraturstudium. Modellen tar utgangspunkt i de seks delene *Spørre*, *Søke*, *Sortere*, *Syntetisere*, *Skrive* og *Systematisere* [233, p. 15], og må utføres i den oppsatte rekkefølgen. Prosessen starter med bestemmelse av tema, etterfulgt av søking etter eksisterende litteratur i forhold til det valgte temaet. Deretter må informasjonen sorteres, vurderes og settes i sammenheng, før man til slutt utfører selve skriveprosessen. Det siste steget i modellen, *Systematisere*, går igjen i alle de foregående trinnene ved at man hele tiden må ha i tankene hva som skal gjøres, samt hvordan og hvorfor det skal gjøres. Systematisering innebærer dermed planlegging og reflektering av det arbeidet som skal gjøres, slik at sannsynligheten for at man får utført et tilfredsstillende litteraturstudium i henhold til oppsatte tidsfrister øker [233]. Et omfattende og systematisk utført litteraturstudium vil kunne føre til reduksjon av usikkerhet, utarbeidelse av ny kunnskap, nye perspektiver og mer troverdige konklusjoner [231], [234], [235].

Denne masteroppgaven har tatt for seg problemstillingen om hvordan UV-bestråling kan benyttes som desinfeksjonsmetode for utnyttelse av rensed kommunalt avløpsvann som vanningsvann i Norge. Det er i den forbindelse blitt utført en omfattende litteraturstudie for å finne relevant litteratur og forskning angående dette temaet. I startfasen av litteraturinnhenting ble søkemotoren Google [236] benyttet for å få en overordnet oversikt over den tilgjengelige informasjonen på området. Denne søkemotoren passet godt til dette formålet da den tar med alle søketreff uansett kildeopphav. Google har også blitt benyttet til å finne spesifikke referanser og definisjoner.

Da det per dags dato ikke finnes noen avløpsrensaneanlegg i Norge hvor rensset avløpsvann blir benyttet direkte til vanningsformål, var det på forhånd antatt at dette prosjektet i hovedsak måtte baseres på internasjonal forskning og litteratur. Det ble allikevel foretatt en avgrensning til kun norske kilder i startfasen for å innhente den nasjonale informasjonen som eksisterte. Det var også viktig å tidlig få en oversikt over hvilke hygieniske kvalitetskrav som stilles til vanningsvann i Norge. Nettsider til forvaltningsorganer, direktorater og organisasjoner som for eksempel Mattilsynet, Folkehelseinstituttet (FHI), Vitenskapskomiteen for mat og miljø (VKM), Miljødirektoratet, Landbruksdirektoratet, Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk Vann ble derfor benyttet til dette formålet, samt til innhenting av definisjonsforklaringer og aktuelle publikasjoner om UV-bestråling som desinfeksjonsmetode. I etterkant av dette ble søket utvidet til å også omfatte informasjon fra internasjonale organer og organisasjoner som for eksempel FN, EU, UNICEF og Verdens helseorganisasjon (WHO). Det har også blitt benyttet ulike nyhetskilder som VAnytt og Teknisk Ukeblad for oppdatering angående eventuelle nye teknologiutviklinger. I tillegg har både *Drikkevannsforskriften* og *Forurensningsforskriften* blitt benyttet i prosjektarbeidet for innhenting av informasjon om ulike krav og retningslinjer i Norge.

I forhold til kartlegging og innhenting av vitenskapelig litteratur og forskningsartikler er det i hovedsak de to digitale søkemotorene Google Scholar [237] og Oria [238] som har blitt benyttet til dette formålet. Google Scholar er, i motsetning til Google som tar med alle søkeresultater uansett opphav, en database med kun vitenskapelig litteratur og forskningsartikler [239]. Oria er på sin side en søkemotor som benyttes til å finne trykte og elektroniske ressurser i Universitetsbibliotek og fag- og forskningsbibliotek i Norge [240]. Gjennom bruk av disse databasene til litteraturinnhenting er man sikret informasjon som er kvalitetsmessig pålitelig. I tillegg har ulike bøker innen vann- og avløpsteknikk blitt benyttet i arbeidet med denne oppgaven. Spesielt bøkene «*Vann- og avløpsteknikk*» og «*Water Reuse. Issues, Technologies, and Applications*» av henholdsvis Hallvard Ødegaard et al. og Asano et al., har blitt hyppig brukt gjennom hele arbeidsprosessen. Det samme har nettsidene til *Store Norske Leksikon* og *Store Medisinske Leksikon*. Disse to nettsidene har vært spesielt nyttige som oppslagsverk gjennom hele arbeidsprosessen.

Det ble i starten av søkeprosessen benyttet brede søkeord- og termer som for eksempel «UV-bestråling av avløpsvann», «UV behandlet avløpsvann», «gjenbruk av avløpsvann» og «avløpsvann til vanningsvann». Etterhvert som kunnskapsnivået økte ble også søkeordene mer spesifikke og målrettet, i tillegg til at litteraturinnhenting ble mer innrettet mot internasjonale kilder. Eksempler på engelske søkeord- og termer er «reuse of municipal wastewater», «UV disinfection for municipal wastewater reuse in agriculture», «UV disinfection of wastewater for irrigation», «municipal wastewater reuse in agriculture», «ultraviolet disinfection application to wastewater» og «wastewater rapid sand filtration». I tillegg har referanselistene i de ulike forskningsartiklene blitt gjennomgått for å finne andre relevante artikler. All litteratur og forskning som har blitt benyttet i arbeidet med dette masterprosjektet har blitt grundig gjennomgått i forhold til forskerspørsmålet for å sikre at det er relevant, men det er utover dette ikke blitt benyttet noen avgrensninger i forhold til litteratursøket som for eksempel utgiverdatoer, årstall og stedsbegrensninger. Forskning i forhold til UV-bestråling som desinfeksjonsmetode har blitt utført i lengre tid. Det samme gjelder delvis utarbeidelse og revideringer av standarder og kvalitetskrav for bruk av avløpsvann i ulike deler av verden. Ved å benytte strenge avgrensninger så ville det ha vært en risiko for at viktig informasjon

ikke ville ha blitt oppdaget. Det å ikke benytte slike avgrensninger har ført til at prosessen med litteraturinnhenting og bearbeiding har vært svært omfattende og tidkrevende, men resultatet har på sin side vært en reduksjon i sannsynlighet for å gå glipp av forskning og litteratur som kunne ha hatt en innvirkning på prosjektets resultater og konklusjon.

I forbindelse med laboratoriearbeid er det aktuelle standarder fra Standard Norge som har blitt benyttet, i tillegg til utleverte fremgangsmetoder fra veileder for hvordan de ulike instrumentene for måling av turbiditet, fargetall, pH og ledningsevne skulle brukes og håndteres.

6.2 Casestudie

En casestudie, også kalt kasusstudie eller eksempelstudie [241], er i henhold til Yin (2012) [242, p. 4] definert som en «empirical inquiry about a contemporary phenomenon (e.g., a “case”), set within its real-world context - especially when the boundaries between phenomenon and context are not clearly evident”. Yin beskriver casestudier som empiriske undersøkelser av et samtidfenomen hvor grensene mellom fenomen og kontekst ikke er tydelig avtegnet. Gerring (2004) [243, p. 342] på sin side beskriver en casestudie som “an intensive study of a single unit for the purpose of understanding a larger class of (similar) units”, altså at det er en intensiv studie av en enkelt enhet med hensikt å forstå et større utvalg av lignende enheter. Dette vil kunne føre til utvikling av ny kunnskap og en mer helhetlig forståelse av den enheten som studeres [241] da studiene gir mulighet til å kunne undersøke komplekse fenomener i deres naturlige setting [244]. Resultatene vil blant annet kunne innebære formulering av nye hypoteser, begreper og teoretiske rammeverk [241].

I henhold til Widding [245] er hensikten med å utføre enkeltstudier å forklare hva som har skjedd, hvorfor og hva dette eventuelt vil bety for omgivelsene. Slike studier er derfor godt egnet til å forklare prosesser [245], men har en svakhet i forhold til å forklare årsakssammenhenger [241], [245] da det er mange faktorer som kan påvirke et gitt utfall [241]. Det vil derfor kunne være utfordrende å trekke generelle konklusjoner basert på studier av en enkelt enhet, da denne ikke nødvendigvis vil være representativ for en hel gruppe [241], [245]. En komparativ casestudie er derimot studiet av to eller flere enheter som blir undersøkt på samme måte, men hver for seg, for siden å bli systematisk sammenlignet [241]. Det å utføre komparative studier kan avdekke mangfold og nyanser som ikke nødvendigvis ville ha blitt oppdaget ved å kun utføre undersøkelser av en enkelt enhet [245], og funn av regelmessighet vil kunne anses som en indikator på generalitet og robusthet i henhold til Widding [245]. Utfordringen vil ligge i det å velge rett case [245], noe som i henhold til Yin i stor grad vil avhenge av hvilke forskerspørsmål man forsøker å besvare [246].

Denne masteroppgaven har tatt utgangspunkt i en omfattende litteraturstudie hvor tidligere forskning har blitt gjennomgått i forhold til besvarelse av forskerspørsmålet. Det har blitt samlet inn litteratur angående blant annet UV-doser, regelverk, hygieniske krav, renseprosesser og fotoreaktivering. Oppgaven har deretter, basert på resultatene fra litteraturstudiet, blitt utvidet til en casestudie hvor undersøkelse og analyse av vann fra avløpsrenseanleggene på Groos i Grimstad og Saulekilen i Arendal skulle sammenlignes med resultatene fra litteraturstudiet. Casestudiet har vært med på å underbygge diskusjonen angående hvordan UV-bestråling kan benyttes som

desinfeksjonsmetode for omgjøring av kommunalt avløpsvann til vanningsvann. Konklusjonen utarbeidet i dette prosjektet er dermed basert på arbeid fra begge disse to metodetilnærmingene.

6.3 Fremdriftsplan og veiledningsdokumentasjon

Det har vært et krav om innlevering av både fremdriftsplan og veiledningsdokumentasjon. Fremdriftsplanen ble utarbeidet i Microsoft Project i starten av prosjektperioden, og skulle leveres inn til godkjenning i starten av februar. Denne planen har hatt til hensikt å holde oversikt over det arbeidet som skulle utføres, til hvilken tid og hvilke gruppe-medlemmer som var ansvarlige for de ulike aktivitetene. Da dette prosjektet har vært basert på laboratoriearbeid har det vært nødvendig med justeringer av planen underveis da uforutsette hendelser har oppstått, noe som har medført at deler av arbeidet har tatt lengre tid enn først antatt.

I forhold til veiledningsdokumentasjon har det blitt utarbeidet referater fra alle veiledningsmøter fortløpende gjennom hele prosjektperioden. Disse referatene inneholder informasjon om hva som har blitt gjort siden siste veiledningsmøte, hva som ble diskutert i møtet, avklaring av spørsmål og problemstillinger, samt hvilket arbeid som skulle gjøres fremover.

Fremdriftsplan og veiledningsdokumentasjon ligger vedlagt som henholdsvis Vedlegg A i medfølgende zip fil merket *Vedlegg* og Vedlegg nr. 1 i rapporten.

6.4 Statistikk

Statistisk analyse av resultater fra laboratorieforsøk ble utført ved hjelp av JMP® - en programvare fra SAS [247]. En parametrisk statistisk teknikk kalt variansanalyse (ANOVA) er ofte brukt for å sjekke om gjennomsnittlige verdier til to eller flere grupper er vesentlig forskjellig fra hverandre. Ved å sammenligne gjennomsnitt til forskjellige prøver, undersøker ANOVA innvirkningen av en eller flere faktorer [248]. Enveis variansanalyse, eller enveis ANOVA, er en av flere typer variansanalyser som anvendes når det bare er én uavhengig faktor som skal analyseres. Formålet med denne metoden er å sjekke om variasjoner av den faktoren har en målbar effekt på en avhengig variabel [249]. Metoden gjennomføres ved å formulere og teste to hypoteser, en nullhypotese (H_0) og en alternativ hypotese (H_a), opp mot hverandre [249]:

$$\begin{aligned}
 H_0: \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_i \\
 H_a: \text{ikke alle gruppene er like}
 \end{aligned}
 \tag{6.1}$$

H_0 – nullhypotese (ingen signifikant forskjell mellom prøvene)

H_a – alternativ hypotese (ikke alle prøvene er like)

μ – gjennomsnitt

Følgende to krav finnes for å kunne bruke enveis ANOVA [250]:

- den avhengige variabelen er normalt distribuert
- variansen i gruppene er omtrent lik

Begge forutsetningene bør være tilfredsstillende for å redusere sjansen for Type I-feil, som er en feilaktig forkastelse av nullhypotesen. I tilfelle hvor ett av kravene ikke er tilfredsstillende, bør en ikke-parametriske metode brukes for å redusere sannsynligheten for Type I-feil. Den greske bokstaven (α) benyttes for å betegne sannsynligheten for denne type feil, og er i dette prosjektet satt til 0,05 [250].

Normaliteten til den avhengige variabelen ble bestemt gjennom Shapiro-Wilk og Anderson-Darling tester, mens Levene, Brown-Forsythe og Bartlett tester ble brukt for å sjekke om variansen var lik. I tilfeller av ikke normalt distribuert data, ble Kruskal-Wallis test benyttet. I tillegg ble Tukey's HSD test brukt for å bestemme hvilken gruppe som hadde signifikant forskjell [251].

For analyse av de fysiske-kjemiske parameterne, ble det utført både korrelasjons- og lineær regresjonsanalyse for å sjekke korrelasjon og forhold mellom aktuell data. Pearsons produkt-moment korrelasjonskoeffisient (r) brukes som indikator i korrelasjonsanalysen for å angi styrken til en lineær assosiasjon mellom to variabler, og varierer mellom -1 og 1 [252]. I en lineær regresjonsanalyse brukes det derimot en bestemmelseskoeffisient (R^2), som angir andelen av den totale variasjonen beskrevet av modellen, og befinner seg mellom 0 og 1 [253].

6.5 Laboratoriearbeid

6.5.1 Kvalitetssikring av arbeid

Dette prosjektet har i stor grad blitt bygget på laboratoriearbeid, noe som har medført et behov for å sikre representative resultater, i tillegg til et så godt sammenligningsgrunnlag som mulig. Dette har blitt forsøkt oppnådd gjennom at begge gruppemedlemmer har hatt egne ansvarsområder i forhold til de arbeidsoppgavene som skulle utføres. Hensikten med dette har vært å redusere eventuelle variasjoner gjennom at samme person har utført samme arbeid hver gang. Det har også blitt benyttet samme utstyr og maskiner i alle utførte forsøk, samtidig som at det har blitt utarbeidet et felles merkesystem for å unngå misforståelser i forhold til prøver og testserier.

Det har også blitt innarbeidet vaner i forhold til rengjøring av benyttet utstyr. Alt utstyr har blitt grundig vasket for hver gang det har blitt brukt. Dette har vært svært viktig da manglende rengjøring kunne medføre kontaminering av prøver, noe som ville kunne gi feilaktige resultater. I forbindelse med dette har det også blitt tatt kontrollprøver med destillert vann mellom hver parallell i hvert eneste forsøk som er utført på laboratoriet. Dette har blitt utført med den hensikt å avdekke eventuelle forurensninger.

I forhold til den statistiske soliditeten av prosjektet er det utført både tre og fire paralleller (antall prøveserier) ved hvert forsøk. Dette har blitt gjort for å sikre et godt sammenligningsgrunnlag, men også fordi det ville kunne være med på å avdekke eventuelle «utligger» i resultatene.

Det er aktuelle standarder fra Standard Norge som har blitt benyttet i forbindelse med utførelse av laboratorieforsøk. I tillegg til utleverte fremgangsmetoder fra veileder for hvordan de ulike instrumentene for måling av turbiditet, fargetall, pH og ledningsevne skulle håndteres.

6.5.2 Helse, miljø og sikkerhet

Det har gjennom hele prosjektperioden vært et stort fokus på helse, miljø og sikkerhet (HMS) da prosjektet har vært laboratoriebasert. Det har tidligere i studieprogrammet blitt avholdt HMS-kurs som begge grupped medlemmer har gjennomført, i tillegg til at det har blitt gjennomført opplæring på det utstyret som skulle benyttes i arbeidet med denne oppgaven. Ved arbeid på laboratoriet har begge grupped medlemmer vært tilstede og nødvendig verneutstyr har blitt brukt. Prosedyrer og fremgangsmetoder har blitt gjennomgått i forkant av arbeidet for å sikre korrekt utførelse. Dette har vært spesielt viktig da arbeidet har omfattet bruk av UV-stråling, avløpsvann og bakterier. I forbindelse med henting av avløpsvann på Groos og Saulekilen renseanlegg har påbud og regler på anlegget blitt fulgt.

6.5.3 Henting av avløpsvann på renseanlegg for analyse

Det har blitt benyttet rensed avløpsvann til analyseformål i dette prosjektet. Vannet ble hentet på Groos renseanlegg i Grimstad og Saulekilen renseanlegg på His i Arendal samme morgen som forsøkene skulle utføres. Vannprøvene ble tatt fra utløpet fra siste sedimenteringsbasseng på begge anleggene hver gang.

6.5.4 Bestemmelse av suspendert stoff

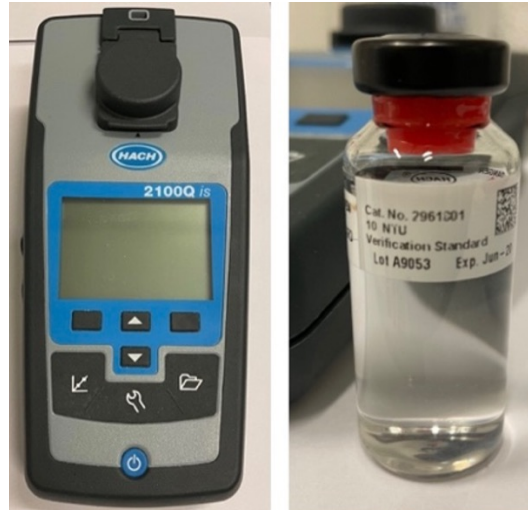
Bestemmelse av suspendert stoff ble utført i henhold til NS 4733:1983 «*Vannundersøkelse - Bestemmelse av suspendert stoff i avløpsvann og dets gløderest*» [254]. Det ble benyttet et glassfiberfilter av type Whatman GF/C (Figur 6-1).



Figur 6-1. Glassfiberfilter Whatman GF/C til bestemmelse av suspendert stoff.

6.5.5 Måling av turbiditet

Turbiditetsmåling ble utført gjennom bruk av et Hach 2100Q fotometer. Instrumentet ble kalibrert ved hjelp av standardløsninger før bruk. Figur 6-2 viser henholdsvis instrumentet og standardløsningen som ble benyttet. Etter kalibrering ble vannprøven overført til et tilhørende måleglass som ble tørket av med papir, og deretter plassert i måleinstrumentet med hetten over. Turbiditet ble deretter avlest direkte og oppgitt i enheten FNU (Formazine Nephelometric Units).



Figur 6-2. Fra venstre: Hach 2100Q fotometer og standardløsning for kalibrering.

6.5.6 Måling av fargetall

Bestemmelse av fargetall ble utført gjennom bruk av et Hach DR 3900 spektrofotometer (Figur 6-3). Først ble instrumentet kalibrert i forhold til destillert vann. Deretter ble vannprøven overført til tilhørende glassbeholder og satt inn i apparatet for måling. Det var svært viktig at det ikke kom fingermerker på glassets endesider, så beholderen ble tørket av med papir før den ble satt inn i instrumentet. Fargetallet ble deretter avlest direkte og oppgitt i mg/l Pt.



Figur 6-3. Hach DR 3900 spektrofotometer for måling av fargetall.

6.5.7 Måling av pH og ledningsevne

Bestemmelse av pH og ledningsevne ble utført ved å benytte et Hach HQ40d multimeter (Figur 6-4). Instrumentet hadde to ulike elektroder for henholdsvis måling av pH og ledningsevne. Målingene ble utført ved å overføre vannprøven som skulle analyseres til et glass, og deretter la pH-elektroden stå i glasset. pH-verdien ble deretter lest av direkte. Måling av ledningsevne ble utført på samme måte. Det var nødvendig å bevege litt på elektroden for å få en stabil avlesning av resultatet. Ledningsevnen ble avlest direkte og oppgitt i mS/cm.



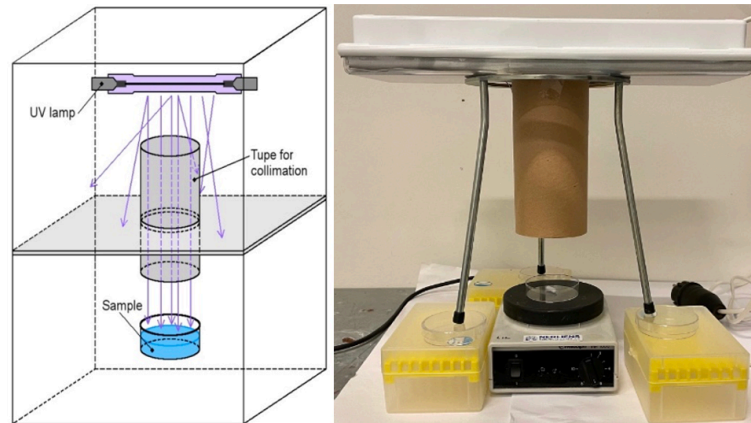
Figur 6-4. Hach HQ40d multimeter for bestemmelse av pH og ledningsevne.

6.5.8 Produksjon av agarskåler til bakteriedyrking

Det ble i forkant av hver forsøksdag på laboratoriet lagd agarskåler til bruk i bakteriedyrking. Agarskålene ble fremstilt ved å blande 25.3 g koliform agar i pulverform (m-FC agar) sammen med 0.5 l destillert vann. Dette ble deretter kokt opp og tilsatt 5 ml Rusolic Acid-løsning. Etter oppkokingen ble blandingen overført til sterile petriskåler. Etter en time, da agaren hadde stivnet, ble skålene pakket inn i plast og satt i kjøleskap inntil de skulle brukes. Agarskålene ble satt opp ned i kjøleskapet for å forhindre at kondens på lokkene skulle dryppe ned i agaren.

6.5.9 UV-bestråling av rensset avløpsvann

Det er metodikken «*collimated beam*» (norsk: *kollimert stråle*) som ligger til grunn for forsøkene utført i dette prosjektet. Dette er en mye brukt metode for å utføre eksperimenter innen UV-desinfeksjon av vannprøver [155], [161], [165], [255], [256], [257], [258], [259]. Teknikken innebærer å benytte en kollimator som omdanner elektromagnetisk stråling fra en kilde til parallelle stråler [260]. På den måten blir UV-strålene avgrenset til det området som skal bestråles. Uten en kollimator vil strålingen kunne bevege seg i alle retninger. Figur 6-5 illustrerer henholdsvis prinsippet for kollimert stråle og det faktiske utstyrsoppsettet benyttet i forsøkene i dette prosjektet.



Figur 6-5. Prinsipp tegning av kollimert stråle, tatt fra [261] (til venstre). Faktisk utstyrsoppsett benyttet i prosjektet (til høyre).

Kollimatoren som har blitt benyttet i UV-forsøkene i dette prosjektet er et rør laget av papp med en diameter på 7 cm. UV-lampen som ble brukt var en lavtrykkslampe med bølglengde på 254 nm.

Vannprøvene som skulle bestråles ble fordelt i petriskåler med en diameter på 5.5 cm og en vannhøyde på 1 cm, noe som tilsvarer et prøvevolum på 20 ml. Dette har blitt påpekt i blant annet en studie av Blatchley [255] som et tilstrekkelig prøvevolum for mange mikrobiologiske levedyktighetsanalyser. Det ble benyttet en pipette for oppmåling av prøvevolum. Etter å ha overført en vannprøve på 20 ml til en petriskål ble denne satt under UV-lyset som vist på Figur 6-5. Bestråling ble utført 19.5 cm fra UV-kilden. UV-lampen ble skrudd på 15 minutter før gjennomføring av bestråling for at den skulle bli varm nok. Intensitet ved bølglengde på 254 nm ved væskeoverflaten ble målt med en kalibrert UVX-25-sensor koblet til et UVX-radiometer [258]. Intensiteten ble justert til 0.05 mW/cm² ved å variere avstanden mellom lyskilde og petriskål [258].

Det var svært viktig å plassere petriskålen direkte under papprøret for å sikre tilstrekkelig og riktig bestråling. Petriskålen ble plassert på en magnetomrører for å sikre homogenitet, og for at hele vannprøven skulle bli bestrålt. Dette skulle også forhindre at partikler i vannet skulle fungere som barrierer for UV-strålene, og dermed føre til at mikroorganismene ikke ble bestrålt. Det ble benyttet stoppeklokke for å ta tiden. Da riktig bestrålingstid var oppnådd ble petriskålen tatt vekk fra magnetomrøreren.

Etter bestrålingen ble det brukt pipette til å måle opp 10 ml av den bestrålte vannprøven, som deretter gjennom bruk av filteroppsats og vakuumsug ble filtrert gjennom et sterilt membranfilter av type Pall Corporation GN-6 Metricel (Figur 6-6).



Figur 6-6. Sterilt membranfilter av type Pall Corporation GN-6 Metricel.

Etter filtreringen ble filteret overført med pinsett fra filteroppsatsen til en agarskål. Agarskålene ble merket med prøvenummer og deretter oppbevart mørkt inntil de ble satt i varmeskap for inkubering. Denne prosessen ble gjennomført med flere ulike bestrålingstider, samt minst 3 paralleller på hver UV-dose. Bestrålingsforsøk ble utført ved romtemperatur. For å forhindre eventuelle forurensninger fra tidligere forsøk, ble alt utstyr skylt med destillert vann mellom hver filtrering.

6.5.10 Bakteriedyrking ved mørkinkubasjon

Agarskålene med de filtrerte vannprøvene ble satt i et mørkt varmeskap for inkubering. Inkubasjon ble utført på 44°C i 22 timer [262], [263], [106]. En konstant temperatur på 44°C i varmeskapet under hele inkubasjonstiden var nødvendig. Avvik fra dette ville medføre at bakteriene ble ødelagt.

6.5.11 Telling av antall termotolerante koliforme bakterier

Etter at inkubasjonstiden på 20 timer var over ble prøvene tatt ut av varmeskapet. Deretter ble antallet oppblomstringer av blå og blågrønne kolonier på filteret telt opp. Disse blå og blågrønne koloniene var termotolerante koliforme bakterier. Det ble benyttet tusj til å markere koloniene på lokket på agarskålene.

Antall termotolerante koliforme bakterier oppgis i TKB/100 ml. Da det var vannprøver på 10 ml som ble filtrert, måtte resultatet av optellingen multipliseres med et forholdstall på 10 for å oppnå riktig benevning.

6.5.12 Kontrollprøver med rensed avløpsvann før UV-bestråling og fortyning

Det ble filtrert kontrollprøver for hver eneste parallell utført i forsøkene. Hensikten med dette var å undersøke hvor mange termotolerante bakterier det var i vannprøvene før UV-bestrålingen slik at effekten av bestrålingen kunne analyseres.

Det ble benyttet to forskjellige fortynninger i forbindelse med kontrollprøvene. Hensikten med dette var å oppnå et antall bakteriekolonier som det var mulig å telle. Hvis kontrollprøvene hadde blitt utført uten fortynning ville det potensielt ha kunnet blomstret opp så mange bakteriekolonier at det ikke hadde vært mulig å utføre optelling. Fortynningene som ble benyttet var henholdsvis 0.1 ml rensed avløpsvann i 10 ml destillert vann for vannprøvene fra både Groos og Saulekilen. Vannprøvene fra Saulekilen ble i tillegg fortynnet med 1 ml rensed avløpsvann i 9.5 ml destillert vann. Grunnen til at det ble utført en ekstra fortynning av kontrollprøven fra Saulekilen var at avløpsvannet derfra har gjennomgått en mer omfattende renseprosess, både kjemisk og biologisk, enn det avløpsvannet på Groos har gjort. På rensaneanlegget på Groos er det kun utført biologisk rensing. På bakgrunn av dette ville det ha vært en risiko for at kontrollprøvene med avløpsvann fra Saulekilen ville ha fått for lite bakterieoppblomstringer hvis det kun ble gjennomført fortynning med 0.1 ml. Dette ville ikke ha gitt en representativ fremstilling av antall termotolerante koliforme bakterier i avløpsvannet før UV-bestråling.

Da antall termotolerante koliforme bakterier oppgis i TKB/100 ml måtte det multipliseres med forholdstallene 100 og 1000 for de respektive fortynningene på henholdsvis 1 ml og 0.1 ml vannprøve for å oppnå riktig benevning.

6.5.13 Kontrollprøver med destillert vann for kartlegging av eventuelle forurensninger

Det ble gjennomført kontrollprøver med destillert vann med hensikt å undersøke om det var noen form for forurensninger av for eksempel utstyr som ble benyttet i forsøkene. Dette ble gjort ved å filtrere prøver med kun destillert vann mellom hver utførte parallell. På denne måten ville eventuelle forurensninger kunne bli oppdaget ved at det da ville inntreffe en oppblomstring av bakteriekolonier på filteret etter inkubasjonsperioden.

6.5.14 Etterpolering ved bruk av sandfilter før gjennomføring av UV-bestråling

Det ble gjennomført undersøkelser med sandfiltrering som etterpoleringsmetode for å undersøke hvilken påvirkning partikkelfjerning ville kunne gi på effekten av UV-bestråling. Sandfiltreringsoppsettet som ble benyttet i dette prosjektet er vist i Figur 6-7.



Figur 6-7. Oppsett av sandfiltrering (til høyre) og oppstrøms En-media filter med filtermedium sand/grus (til venstre).

Sandfiltreringsoppsettet bestod av en sirkulær filtertank i plast med en diameter på 7 cm, et ventilstyringssystem med en ventiler som kunne åpnes og lukkes, ventil for justering av dimensjonerende vannmengde og et oppstrøms En-media filter. Filtermediet var sand/grus med ulik kornstørrelse og filterdybde Figur 6-7, og bestod av følgende tre lag som vist i Tabell 6-1 (fra lag 1 nederst til lag 3 øverst):

Tabell 6-1. Oppstrøms En-media filter.

Lag nr.	Filtermedium	Kornstørrelse [mm]	Filterdybde [cm]
1	Grov grus	> 10	6
2	Sand	2/20	4
3	Filtersand	0.8-1.2	20

Grusen og begge sandtypene ble skylt grundig med varmt vann før plassering i filteroppsettet. Dette ble gjort for å fjerne forurensninger som blant annet støv og eventuelle løse partikler. Etter ferdigmontering av filteret ble det skylt igjennom med rent vann for å fjerne urenheter i både sanden og grusen. Dette ble gjort helt til man kunne se at det filtrerte vannet fikk en klar farge. Hensikten med dette var også å oppnå god tettpakning og riktig filterdybde. Etterfylling av vasket filtersand ble gjort i skyllingsperioden slik at en filterdybde på 20 cm ble oppnådd.

Etter skylling av filteret ble dimensjonerende vannmengde som skulle benyttes til filtrering av avløpsvann stilt inn riktig. Dimensjonerende vannmengde er beregnet i henhold til Formel (3.2), med en diameter og filterhastighet på henholdsvis 7 cm og 5 m/h. Filterhastighet for et oppstrøms En-media filter med filtermedium sand/grus er 8-12 m/h i henhold til Tabell 3-3, men da denne tabellen tar utgangspunkt i drikkevann var det nødvendig å redusere hastigheten da belastningen på filteret vil øke i forbindelse med filtrering av avløpsvann. På bakgrunn av dette ble filterhastigheten satt ned til 5 m/h. Benyttet dimensjonerende vannmengde ble beregnet til 0.32 l/min. Fullstendig beregning av dimensjonerende vannmengde ligger vedlagt rapporten som Vedlegg nr. 2. Riktig filterinnstilling ble kontrollert ved å benytte et 1-liters måleglass og måle hvor mye vann som ble filtrert i løpet av 1

minutt. Riktig innstilling ga 0,32 l/min. Det ble også kontrollert at det ikke hadde kommet noe sand inn i røret ved tilbakeføring av vann som kunne tette igjen røret. Dette ville ha medført en lavere filtreringshastighet enn det som ble beregnet og stilt inn.

Det ble filtrert 2 liter med avløpsvann fra både Groos og Saulekilen renseanlegg som skulle testes. Før dette ble det derimot, basert på beregning av dimensjonerende vannmengde på 0.32 l/min, utført en kontinuerlig filtrering av avløpsvann i 6 minutter som ble forkastet. Dette ble gjort for å få en mest mulig representativ prøve uten forurensninger og for å stabilisere vannhastigheten. I tillegg ble det foretatt enda en kontrollmåling av riktig filtreringshastighet før filtrering av de to literne med avløpsvann som skulle testes ble utført. Denne fremgangsmåten ble benyttet for avløpsvannet fra både Groos og Saulekilen. Filteret ble i tillegg spylt grundig med rent vann mellom filtrering av de to avløpsvannstypene slik at det ikke ble med noen rester fra den ene typen med i den andre testprøven. Filtreringsprosessen ble utført ved romtemperatur.

6.5.15 Måling av UV-transmisjon og beregning av gjennomsnittlig UV-dose

Det har blitt utført måling av UV-transmisjon på vannprøver fra renseanleggene på Groos og Saulekilen. Bestemmelse av UV-transmisjon ble gjort på vannprøver av rensset avløpsvann, både før og etter sandfiltrering. Målingene ble utført av *Eurofins*.

Målingene av UV-transmisjon har blitt benyttet til beregning av gjennomsnittlige UV-doser. Resultatene fra transmisjonsanalysen utført av *Eurofins* ligger som Vedlegg nr. 3 i rapporten. Beregning av gjennomsnittintensitet er utført i henhold til Formel (3.3) og (3.5), og kan ses i sin helhet i Vedlegg nr. 4 i rapporten. Oversikt over alle laboratorieresultater oppnådd i dette prosjektet er innført i et Excel-ark som ligger vedlagt som Vedlegg B i medfølgende zip-fil merket *Vedlegg*, log-inaktivering ble beregnet etter Formel (3.4).

6.5.16 Prøveprosjekt

Det ble utført et prøveprosjekt i starten av arbeidsperioden. Hensikten med dette prøveprosjektet var å lære hvordan utstyret som skulle benyttes i laboratorieforsøkene skulle brukes, bli kjent med prosedyrer og fremgangsmetoder, samt innarbeide gode arbeidsvaner og oppgavefordelinger. Prøvene med rensset avløpsvann som ble benyttet i prøveprosjektet ble hentet på Groos renseanlegg.

Prøveprosjektet skulle i tillegg være med på å gi en indikasjon på hvilke UV-doser som det ville være nødvendig og hensiktsmessig å teste senere i prosjektet. Det ble derfor besluttet å starte arbeidet med relativt lave UV-doser for å se på effekten. Bestrålingstidene var på henholdsvis 30, 60, 120 og 180 sekunder. Det ble også tatt kontrollprøver uten UV-bestråling med en fortykning på 0.1 ml i 10 ml destillert vann. Prøveprosjektet ble gjennomført med to paralleller. Inkubasjonstiden var på 20 timer i mørkt varmeskap med en konstant temperatur på 44°C.

7 Resultat

7.1 Resultat fra litteraturstudie

7.1.1 Vanningsvann i Norge og klassifiseringssystemer

Jordvanning er i henhold til Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) [222, p. 9] definert som: «kontrollert bruk av vann til jordbruksformål, gjennom menneskeskapte systemer for å levere vann når behovet ikke er dekket ved naturlig nedbør».

De tre hovedkildene som benyttes til vanningsvann i Norge er per dags dato henholdsvis: ubehandlet overflatevann, grunnvann og behandlet drikkevann [222, p. 8], hvorav overflatevann er mest brukt [221]. I Norge finnes det ikke et nasjonalt regelverk med hygieniske og kjemiske grenseverdier eller detaljerte krav for vannkvalitet på vanningsvann [221], [222, p. 6]. I næringsmiddelhygieneforskriften vedlegg I, pkt. 5 c) [264] står det derimot at:

«Driftsansvarlige for næringsmiddelforetak som produserer eller høster planteprodukter, skal treffe egnede tiltak for, når det er relevant, å:

c) bruke drikkevann eller rent vann når det er nødvendig for å hindre forurensning,»

Rent vann er i samme forskrift, kapittel I, artikkel 2, pkt. 1 i) [264] definert som:

«rent sjøvann og ferskvann av tilsvarende kvalitet,»

hvor sjøvann videre i pkt. 1 h) [264] er definert som:

«naturlig, kunstig eller rensed sjøvann eller brakkvann som ikke inneholder mikroorganismer, skadelige stoffer eller giftig plankton i mengder som direkte eller indirekte kan påvirke næringsmidlenes hygieniske kvalitet,»

Det vil kunne være store variasjoner i vannkvalitet i ulike vannkilder som vist i Tabell 7-1 utarbeidet av OMAFRA (Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs) [265], og tilpasset norske forhold av Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) [222, p. 9].

Tabell 7-1. Variasjon av vannkvalitet i ulike vannkilder. Tatt fra [265] og [222].

Type vannkilde	Variasjon i vannkvalitet
Elv eller bekk	Høy
Dam fylt av vann fra bekk, grøft eller avrenning	Høy
Innsjø	Middels
Dam fylt med grunnvann, vann fra kilde eller brønn	Middels
Brønn som leverer direkte til vanningssystemet	Middels
Vann fra godkjente kommunale eller private vannverk	Lav

Det er størst sannsynlighet for forurensning i overflatevannkilder på grunn av forurensningskilder i nedbørsfeltet, og det er spesielt elver og bekker som er utsatt for høy variasjon i vannkvalitet [222, p. 8]. Dette skyldes at kraftig nedbør vil kunne føre til at slam og sedimenter, som inneholder høyere nivåer av bakterier enn vannet, virvler opp fra bunnen [222, p. 8]. Det vil også kunne forekomme forurensning i form av avføring fra mennesker og dyr som på grunn av blant annet kraftig regn, flom, snøsmelting og lekkasje fra kloakksystemer vil kunne vaskes ut i vannkilden [222, p. 8]. Innsjøer har som følge av sedimentering bedre vannkvalitet enn elver og bekker [222, p. 8]. Grunnvann har gjennomgått en filtreringsprosess ved gjennomrenning i jordlag, men forurensinger via sprekker rundt uttaket kan forekomme [222, p. 8]. Sammen med vann fra godkjente kommunale eller private vannverk, vil grunnvann gi vanningsvann med best kvalitet [222, p. 8].

I Norge er det i hovedsak to vanningsmetoder som benyttes, henholdsvis spreder og drypp [222, p. 9]:

Drypp: Drypp er et jordvanningssystem som i hovedsak blir benyttet på bær, frukt og i veksthus [266], hvor vann under lavt trykk tilføres rotsonen av vekstene ved hjelp av applikatorer som er plassert på eller under jordoverflaten [222, p. 9]. De spiselige delene av vegetabilene over bakken kommer ikke i direkte kontakt med mikroorganismer i vanningsvannet ved bruk av dryppvanning [222, p. 4]. Det er minimal risiko for forurensning med denne vanningsmetoden [222, p. 17] da det ifølge Hirneisen et al. [267] er lite sannsynlig at eventuelle mikroorganismer som blir tatt opp i rotsystemet vil bli transportert til de spiselige delene hvis rotsystemet er uskadd og friskt [222, pp. 17-18].

Spreder: Spreder er derimot et jordvanningssystem hvor det dannes et sprøytemønster ved at vann under trykk blir fordelt av perforerte rør eller dyser [222, p. 9]. Systemet brukes i Norge på grønnsaker, frukt, bær, rotvekster, knoller, forvekster og prydevekster [222, p. 9]. Et slikt system innebærer at de spiselige delene av plantene over bakken vil komme i direkte kontakt med vanningsvannet [222, p. 9], og som på den måten kan bli forurenset av eventuelle patogene mikroorganismer som finnes i vannet [222, p. 18]. Forurensning av vekster nær bakken kan også forekomme ved at jord som inneholder patogener virvler opp i forbindelse med vanning, og på den måten fester seg på vekstene [222, p. 9]. Det er derfor en større risiko for forurensning ved bruk av spreder enn ved bruk av dryppvanning [222, p. 18].

I dag eksisterer det ikke et fastsatt nasjonalt regelverk for vanningsvann i Norge [221], men det har blitt gjort flere forsøk på å utarbeide et klassifikasjonssystem med fokus på ulike vannkvalitetsparametere [217]. Statens forurensningstilsyn (SFT), i dag Klima- og forurensningsdirektoratet, utarbeidet i 1997 en veileder kalt «*Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann*» [268] som blant annet inkluderte et system for klassifisering av egnethet for jordvanning. Veilederen skiller mellom tre ulike kategorier av vekster [268, p. 29]:

- I. Frukt, bær, salat, kinakål, blomkål, brokkoli, gulrot og andre typer grønnsaker som blir spist rå uten å skrelles.
- II. Vekster som skrelles eller varmebehandles før de spises f.eks. potet, hodekål, løk og forvekster som ikke tørkes eller ensileres.

- III. Korn eller belgvekster, forvekster som tørkes eller ensileres, samt vekster i idretts- og parkanlegg.

Klassifiseringssystemet med ulike egnethetsklasser er vist i Tabell 7-2.

Tabell 7-2. System for klassifisering av egnethet for jordvanning utarbeidet av SFT. Tatt fra [268, p. 29].

Jordvanning		Egnethetsklasser			
		1	2	3	4
Virkninger av:	Parametre	Godt egnet	Egnet	Mindre egnet	Ikke egnet
Næringsalter	Total fosfor, µg P/l	< 11	11-20	20-50	> 50
	Klorofyll a, µg/L	< 4	4-8	8-20	> 20
Tarmbakterier	Termot. koli. bakt. ant./100 ml	< 2	2-20	20-100	> 100*
	Koliforme bakt. ant./100 ml	< 20	20-200	200-1000*	> 1000*

* For vekster i kategori III tillates opptil 150 TKB og 1500 KB.

Klasseinndelingen i Tabell 7-2 er i henhold til SFT sin veileder [268, pp. 29-30] beskrevet som følger:

Klasse 1: Godt egnet

Vannet er godt egnet til jordvanning, og kan brukes på alle typer vekster helt inn til høstingsdag.

Klasse 2: Egnet

Vannet er egnet til jordvanning, og kan brukes på vekster i kategori I inntil to uker før høsting, eller inntil høstingsdato ved dryppvanning. Vannet kan brukes restriksjonsfritt til andre typer vekster.

Klasse 3: Mindre egnet

Vannet er mindre egnet til jordvanning, og skal under ingen omstendigheter brukes på vekster i kategori I. Kan brukes til vekster i kategori II inntil to uker før innhøsting. Kan brukes restriksjonsfritt for vekster i kategori III (for vekster i denne kategorien tillates opp til 150 TKB og 1500 KB).

Klasse 4: Ikke egnet

Vannet er uegnet som vanningsvann, og skal ikke brukes på noen typer vekster. For vekster i kategori III tillates opp til 150 TKB og 1500 KB.

De strengeste kravene til hygienisk vannkvalitet ble stilt til vekstene i kategori I, spesielt hvis vanning skulle utføres senere enn to uker før høsting [268, p. 29], [217, p. 42]. Det påpekes imidlertid i veilederen at hvis vanning senere enn to uker før høsting kunne unngås, eller at dryppvanning fremfor spreder kunne benyttes, så ville kravene være noe mindre strenge [268, p. 29]. I kategori II ble det tillatt noe mer forurensning, men under forutsetning av det det ikke ble vannet i løpet av de to siste ukene før høsting [268, p. 29]. I kategori II kunne også en ytterligere reduksjon av vannkvalitet tillates hvis vekstene gjennomgikk en tilsvarende behandling som vekstene i kategori III [268, p. 29]. De minst strenge kravene til forurensning ble stilt til vekstene i kategori III [268, p. 29],

men vanningsvann med innhold over 150 TKB/100 ml og 1500 KB/100 ml er uansett ikke tillatt [217, p. 42].

Klassifiseringssystemet til SFT tok kun utgangspunkt i de hygieniske aspektene ved jordvanning som var knyttet til parameterne termotolerante koliforme bakterier (TKB) og koliforme bakterier (TB), samt eutrofi parameterne total fosfor og klorofyll [217], [268, p. 29]. Miljøgifter, inkludert tungmetaller og tungt nedbrytbare organiske forbindelser, ble bare vurdert men ikke klassifisert [268, p. 29]. Dette påpekes det i veilederen kommer av at miljøgifter normalt ikke vil være et problem i Norge så lenge det unngås å benytte vann som er påvirket av blant annet industriutslipp [268, p. 29]. I dagens vannforvaltning er dette systemet kun delvis benyttet, blant annet i forbindelse med vanningsvann fra Lierelva hvor det er foreslått at nivået av tarmbakterier i elven skal være < 200 TKB/100 ml [217], [269]. Systemet benyttes ikke innen landbruket i Norge eller av Mattilsynet [217].

I 1994 ble *Kvalitetssystem i landbruket* (KSL) opprettet [270]. KSL fungerer som landbruksnæringens eget verktøy for interkontroll og kvalitetssikring, og fordelene med dette systemet er at alle lover, forskrifter og krav fra landbruksnæringen i Norge er samlet på et sted [271]. KSL har gjennomgått flere revideringer siden opprettelsen [270], og er anerkjent av både Mattilsynet og Arbeidstilsynet som en nasjonal bransjestandard [271]. I KSL stilles det blant annet krav til vanningsdokumentasjon for grønnsaker og bær som skal spises rå [217]. Dette skyldes at vanningsvannets hygieniske kvalitet vil kunne påvirke produktkvaliteten [217]. I henhold til KSLs sjekkliste for egenrevisjon i forbindelse med grønnsaker, frukt og bær [272] står det at det skal foretas en risikovurdering av alle vannkilder som benyttes for å undersøke om vannet har tilfredsstillende kvalitet som vanningsvann, samt et krav om at vannkildene skal sikres mot forurensning [272]. Oversikt over vannkvalitet skal utføres ved analyse på minst én vannprøve per vanninntak for alle vannkildene som benyttes i løpet av vanningsperioden [272], og resultatet på denne analysen må foreligge før innhøsting av avlingene inntreffer [272]. Prøvene skal som et minimum analyseres for *E. coli* [272], og analysene må utføres på et akkreditert laboratorium [217]. I forhold til vanningsvann som kommer i direkte kontakt med vekster som skal spises rå, anbefales det i KSL at det tas flere vannprøver i løpet av perioden det vannes fordi det potensielt kan inntreffe store endringer i vannkvalitet i løpet av få dager [272]. Det fremheves i sjekklisten til KSL at dette er spesielt viktig i forbindelse med vanning nært opp til datoen for høsting [272]. Siste vanningsdag før innhøsting skal oppgis i forbindelse med egenrevisjon [217].

I forhold til produksjon av salat er det av Norsk Matanalyse utarbeidet et system som skal benyttes til å vurdere hvorvidt de vannprøvene som bøndene sender inn er av en slik kvalitet at vannet kan benyttes som vanningsvann [217]. Tabell 7-3 viser grenseverdier for henholdsvis termotolerante koliforme bakterier, intestinale enterokokker og *Clostridium perfringens* som benyttes som vurderingsgrunnlag av Norsk Matanalyse.

Tabell 7-3. Vurderingsgrunnlag for vanningsvann av Norsk Matanalyse. Tatt fra [217].

Parameter	God	Mindre god	Ikke akseptabel
Termotolerante koliforme bakterier (TKB)/100 ml	< 100	100-1000	> 1000
Intestinale enterokokker/100 ml	< 100	100-1000	> 1000
<i>Clostridium perfringens</i> /100 ml	< 100	100-1000	> 1000

I forhold til termotolerante koliforme bakterier samsvarer systemet til Norsk Matanalyse med retningslinjene til WHO for gjenbruk av rensset avløpsvann til vanningsvann [273, p. 28], [217].

I Norge vannes salatavlinger som regel med spreder og nært opp til innhøstingsdato [217]. I henhold til Norsk Matanalyse vil vann med innhold av mindre enn 1000 TKB/100 ml (Tabell 7-3) bli akseptert som vanningsvann i dette tilfellet. Dette er i motsetning til SFT (Tabell 7-2) hvor det kun vil være tillatt med et innhold mindre enn 2 TKB/100 ml. Det kommenteres av Solheim et al. [217] at forskjellene mellom disse to systemene i hovedsak kan forklares med prinsippet om akseptabel helserisiko. Akseptabel helserisiko er i henhold til WHO [273, p. 99] et: «*defined level of health risk from a specific exposure or disease that is tolerated by society, used to set health-based targets*». Det er altså et definert nivå av helserisiko relatert til en spesifikk eksponering eller sykdom som tolereres av samfunnet, og som kan benyttes til å sette helsebaserte mål. Et akseptabelt risikonivå vil vedtas enten politisk eller av nasjonale myndigheter på bakgrunn av blant annet utbredelsen av fekal-orale sykdommer i en befolkning [274, p. 25], og i hvilken grad det er forventet at dette vil stige eller synke på bakgrunn av hvilken type vanningsvann som blir benyttet for eksempel i landbruket [274, p. 25]. Klassifiseringssystemet til SFT var basert på prinsippet om ingen til minimal risiko, mens systemet til Norsk Matanalyse var basert på prinsippet om «godt nok» [217]. Retningslinjene til WHO tar utgangspunkt i et akseptabelt risikonivå på 10^{-3} – 10^{-4} pppy (per person per år) [217], noe som tilsvarer at det vil godtas at 1 av 1000 – 1 av 10 000 personer hvert år utvikler en infeksjon på grunn av forurenset vanningsvann [217].

I NIVA-rapporten «*Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i innsjøer og elver, og egnethet for brukerinteresser*» [217] utført på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn, har det blitt utarbeidet et nytt forslag til klassifisering av egnethet for jordvanning i Norge. Forslaget er en revidering av systemet til SFT [217], og er vist i Tabell 7-4.

Tabell 7-4. Forslag til nytt klassifiseringssystem for vanningsvann i Norge. Tatt fra [217].

Jordvanning		Egnethetsklasser			
Virkninger av:	Parametre	1 Godt egnet	2 Egnet	3 Mindre egnet	4 Ikke egnet
Næringssalter	Total fosfor, µg P/l	< 11	11-20	20-40	> 40
	Klorofyll a, µg/L	< 5	5-10	10-20	> 20
Tarmbakterier	<i>E. coli</i> eller TKB ant./100 ml	< 10	10-100	100-1000*	1000**

*Kan brukes restriksjonsfritt for produkter som ikke spises rå/skrelles. For produkter som spises rå bør vanning med dette vannet opphøre minst 1 uke før høsting. Eventuelt kan andre tiltak som reduserer overføring av bakterier fra vann til produkt være aktuelt, f.eks dryppvanning eller enkel vannbehandling.

**Vanning (spesielt med spreder) med vann > 1000 *E. coli*/100 ml bør unngås for alle typer produkter pga smitterisiko for personer som oppholder seg i nærheten.

I forhold til SFT systemet er det i det nye systemet foreslått å endre eutrofi-parameterne klorofyll a og total fosfor slik at de skal gjenspeile nye klassegrenser [217]. Det kommenteres i rapporten at endring av hygieniske parametre er utført i henhold til nye risikovurderinger, epidemiologi og akseptabel risiko, men at det må utføres mer omfattende undersøkelser og vurderinger før et endelig system kan innføres [217]. Formuleringen angående miljøgifter er i sin helhet videreført fra SFT systemet til dette klassifiseringsforslaget [217]. Akseptabel risiko er foreslått til 10^{-4} pppy (1 av 10 000

personer per år) med begrunnelse at grønnsaker, frukt og bær fremheves som helsebringende produkter i Norge [217]. Det påpekes imidlertid i rapporten at forhold som blant annet smittepress og sårbarhet ovenfor infeksjoner må vurderes for å finne ut hvilken innvirkning de potensielt vil kunne ha på fremtidige krav til hygienisk vannkvalitet på vanningsvann i Norge [217].

7.1.2 Krav og retningslinjer for gjenbruk av rensset avløpsvann til vanningsformål

Asano et al. [215, p. 24] har utarbeidet en oversikt over ulike kategorier og bruksområder for gjenbruk av kommunalt avløpsvann. Oversikten er illustrert i Tabell 7-5, og viser bruksområdene i synkende rekkefølge etter bruksvolum.

Tabell 7-5. Kategorier for gjenbruk av avløpsvann og typiske bruksområder. Tatt fra [215, p. 24].

Kategori	Bruksområde
Landbruksvanning	Vanning av avlinger, kommersielle planteskoler
Landskapsvanning	Parker, skolegårder, grøntområder langs motorveier, golfbaner, kirkegårder, grøntområder og boligområder
Industriell resirkulering og gjenbruk	Kjølevann, matevann, prosessvann, bygg og anlegg
Oppfylling av grunnvann	Påfylling av grunnvann, kontroll av saltvannsinntrengning, kontroll av innsynking
Fritidsbruk	Innsjøer og dammer, forbedring av myr, strømningsforsterkning, fiskerier, snøproduksjon
Vann som ikke skal brukes til drikkevann	Brannvern, air condition, toalettspyling, bilvask
Vann som skal brukes til drikkevann	Innblanding i vannforsyningsreservoar, innblanding i grunnvann, direkte rør til rør vannforsyning

Landbruksvanning er det vanligste bruksområdet for gjenbruk av rensset avløpsvann, og er i historisk sammenheng ikke et nytt fenomen. I henhold til Angelakis et al. [275] har gjenbruk av avløpsvann til vanningsformål røtter helt tilbake til bronsealderen (ca. 3200 - 1100 f.Kr.) hvor avløpsvann fra husholdninger ble brukt til vanning og akvakultur iblant annet Kina, Egypt, Indusdalen, Mesopotamia og Kreta. I de greske og romerske sivilisasjonene ble det perioden fra ca. 1000 f.Kr. - 330 e.Kr. benyttet gjenvunnet avløpsvann til vannings- og gjødslingsformål i områder rundt Athen og Roma [275]. I dag planlegges og gjennomføres vanngjenvinningsprosjekter over hele verden [275], [276], [212], og det har blitt gjennomført flere studier [277], [278], [279], [280], [281], [282], [283] hvor rensset avløpsvann har blitt benyttet som vanningsvann innen landbruksproduksjon. Kategorien etter landbruksvanning, i forhold til bruksvolum av gjenvunnet avløpsvann, er landskapsvanning (Tabell 7-5). Dette innebærer blant annet vanning av golfbaner, parkarealer, idrettsbaner, skoleområder, grøntområder og kirkegårder, og det er utført flere studier angående dette brukspotensialet [284], [285], [286, p. 16]. Nødvendigheten av riktig behandling og håndtering av rensset avløpsvann ved gjenbruk er felles for både landbruk- og landskapsvanning [276].

Den kjemiske sammensetningen til gjenvunnet avløpsvann, som har gjennomgått sekundær eller høyere behandling, oppfyller i henhold til Yoon et al. [287] normalt de retningslinjene som eksisterer for vanningsvann. I forbindelse med gjenbruk av avløpsvann til vanningsformål er hovedfokuset normalt på fjerning av mikroorganismer [287]. Dette er fordi vanning med vann som inneholder patogener kan kontaminere avlinger både gjennom direkte kontakt med vanningsvannet, og indirekte gjennom kontakt med jorden [287], [215, p. 149]. I tilfeller hvor det er minimal helserisiko basert på vannkvalitet, avlingstype og grad av kontakt mellom avling og gjenvunnet vann, er regelverket ifølge Yoon et al. [287] liberalt og tillater bruk av gjenvunnet vann som har gjennomgått et forholdsvis lavt behandlingsnivå. Et eksempel på en slik behandling vil være sekundær rensing og desinfeksjon for å oppnå en gjennomsnittlig konsentrasjon av fekale koliforme bakterier (FC) som ikke skal overstige 200 FC/100 ml [287]. Det stilles imidlertid strengere krav til vegetabler som skal spises rå, og i henhold til den amerikanske føderale etaten USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) [288] bør vanningsvann som er basert på gjenvunnet avløpsvann gjennomgå sekundær rensing, filtrering og desinfeksjon med mål om at fekale koliforme bakterier ikke skal kunne påvises i vannet etter behandling. Kravene i forhold til termotolerante koliforme bakterier (TKB) ligger i området 0-200 TKB/100 ml [289], men det er store variasjoner i dette kravet mellom de ulike delstatene [217]. I California er regelverket spesielt strengt, både i forhold til behandling og kvalitetskriterier, og kravet til totale koliforme bakterier (TC) i forbindelse med matavlinger og oppdemninger er på 2,2 TC/100 ml [290]. Denne tilnærmingen er basert på et prinsipp om «null risiko», og er tilnærmet det som forventes for drikkevannskvalitet [287], [291]. Retningslinjene til WHO for innhold av mikroorganismer i forbindelse med ubegrenset vanning og flomvanning er i motsetning til kravene i California på 1000 FC/100 ml [273, p. 28], [217], [292], [287]. WHO's retningslinjer er basert på en tilnærming om «kalkulert risiko» [291]. Dette innebærer en erkjennelse av at strategiene for risikoreduksjon må være fleksible og tilpasset lokale kontekster, noe som er gjort for at retningslinjene skal kunne benyttes i lavinntektsland [291]. I henhold til en studie utført av Blumenthal et al. [292] har det blitt anerkjent at det å benytte drikkevannsstandard i forbindelse med gjenbruk av avløpsvann til vanningsformål er både urealistisk og basert på et manglende epidemiologisk grunnlag. Tabell 0-1 (Vedlegg nr. 5 i rapporten) utarbeidet av Leonel et al. [291] viser en oppsummering av forskjellige grenseverdier for gjenbruk av avløpsvann til vanningsformål vedtatt av ulike internasjonale myndigheter. Globalt er det hovedretningslinjene til WHO og California som benyttes som referanse for utarbeidelse av grenseverdier og retningslinjer [291]. Florida har, sammen med California, svært restriktive reguleringer angående gjenbruk av avløpsvann til vanningsformål [291]. Det følger av den vedlagte Tabell 0-1 at det i Florida foreligger en anbefaling om å overvåke både *Giardia* og *Cryptosporidium*. Dette er i motsetning til de fleste andre lover og retningslinjer hvor det kun er anbefalt å overvåke indikatororganismer og helminth-egg [291].

I forbindelse med gjenbruk av rensed avløpsvann til vanningsformål, har det inntil nylig verken eksistert retningslinjer eller forskrifter på et overordnet nivå i EU [212]. Det har derimot vært enkelte land som har utviklet forslag til egne kriterier for bruk av gjenvunnet avløpsvann [212], [219] som vist i Tabell 7-6 utarbeidet av Bixio et al. [212].

Tabell 7-6. Kriterier for gjenbruk av avløpsvann i ulike medlemsstater i EU. Tatt fra [212].

Medlemsstat	Type kriterier	Kommentar
Belgia: Den Flamske Regionale Myndighet	Aquafin proposal to the government (2003)	Basert på australske EPA-retningslinjer.
Kypros	Provisional standards (1997)	Kvalitetskriterier for vanning strengere enn WHO's standarder, men mindre enn California Title 22 (TC < 50/100 ml i 80% av tilfellene på månedlig basis og < 100/100 ml alltid).
Frankrike	Art. 24 décret 94/469 3 1994 Circulaire DGS/SD1.D./91/n°51	Begge refererer til gjenbruk av vann til landbruksformål. Følger i hovedsak WHO-standardene, med tillegg av restriksjoner for vanningsteknikker og tilbaketrasket avstand mellom vanningssteder og boligområder og veier.
Italia: <i>Regionale autoriteter:</i> Sicilia, Emilia Romagna og Puglia	Decree of Environmental Ministry 185/2003 Retningslinjer	Kvalitetskrav er påkrevd for de tre kategoriene for gjenbruk av vann som er definert: landbruk, urbant ikke-drikkbart og industrielt. Mulighet for de regionale myndighetene til å endre noen parametere og implementere strengere normer. De foreslåtte mikrobiologiske standardene ligner de i Title 22-forordningen for Puglia og Emilia Romagna og WHO's standarder for Sicilia.
Spania: <i>Regionale autoriteter:</i> Andalucía, Balearene og Catalonia	Law 29/1985, BOE n.189, 08/08/85 Royal Decree 2473/1985 Retningslinjer fra Regionale Helsemyndigheter	I 1985 indikerte regjeringen gjenbruk av vann som en mulighet, men ingen spesifikk forskrift fulgte. Et lovutkast ble gitt i 1999, med et sett med standarder for 14 mulige anvendelser av behandlet vann. Det foreslåtte området for mikrobiologiske standarder er sterkt likt de i Title 22-forskriften. Utviklet sine egne retningslinjer for resirkulering av avløpsvann, spesielt innen vanning, basert på WHO's retningslinjer fra 1989.

Det har derimot i senere tid blitt utført arbeid med hensikt å harmonisere de ulike kriteriene på europeisk nivå [212]. Dette arbeidet har resultert i forordningen «*Europaparlamentets og Rådets forordning (EU) nr. 2020/741 av 25. mai 2020 om minimumskrav til gjenbruk av vann*» [220] som setter krav til gjenbruk av avløpsvann fra byområder til vanning av landbruksarealer. Forordningen skal etter planen innføres 26. juni 2023 [219]. En forordning er innen EU den mest inngripende formen for rettsakt [293], som er et juridisk bindende dokument gjeldende for en befolkning [294], og som får lovs kraft uten at den må vedtas av hvert enkelt medlemsland for å tre i kraft [293]. Dette er i motsetning til direktiver som derimot må vedtas av hvert enkelt medlemsland for å være gjeldende [293], [295].

Forordningen fastsetter følgende [219]:

- Minimumskrav til vannkvalitet

- Minimumskrav til overvåking
- Risikostyringsbestemmelser for å vurdere og adressere ytterligere potensielle helse- og miljørisikoer
- Krav til tillatelse
- Bestemmelser angående åpenhet om nøkkelinformasjon i vanngjennbruchsprosjekt

De ulike vannklassene som er fastsatt i forordningen er vist i Tabell 7-7.

Tabell 7-7. Vannkvalitetsklasser ved gjenbruk av vann, avlingskategorier og tillatt vanningsmetode. Tatt fra [220].

Minimum kvalitetsklasse for gjenvunnet vann	Kategori av avling (*)	Vanningsmetode
A	Alle matvekster konsumert rå der den spiselige delen er i direkte kontakt med gjenvunnet vann og rotvekster konsumert rå.	Alle vanningsmetoder
B	Matavlinger konsumert rå der den spiselige delen er produsert over bakken og ikke er i direkte kontakt med gjenvunnet vann, bearbeidede matvekster og ikke-matvekster, inkludert avlinger som brukes til å mate melke- eller kjøttproduserende dyr.	Alle vanningsmetoder
C	Matavlinger konsumert rå der den spiselige delen er produsert over bakken og ikke er i direkte kontakt med gjenvunnet vann, bearbeidede matvekster og ikke-matvekster, inkludert avlinger som brukes til å mate melke- eller kjøttproduserende dyr.	Dryppvanning (**) eller annen vanningsmetode som unngår direkte kontakt med den spiselige delen av avlingen
D	Industri-, energi- og frøvekster.	Alle vanningsmetoder (***)

(*) Hvis samme type vanningsavling faller inn under flere kategorier i tabell 1, skal kravene til den strengeste kategorien gjelde.

(**) Dryppvanning (også kalt vedlikeholdsvanning) er et mikrovanningsssystem som er i stand til å levere vanndråper eller bittesmå bekker til plantene og involverer å dryppe vann på jorda eller direkte under overflaten med svært lave hastigheter (2–20 liter/time) fra et system av plastrør med liten diameter utstyrt med uttak kalt emitterer eller dryppere.

(***) Når det gjelder vanningsmetoder som imiterer regn, bør spesiell oppmerksomhet rettes mot beskyttelse av helsen til arbeidere eller tilskuere. For dette formålet skal passende forebyggende tiltak iverksettes.

Vannklassene er inndelt i forhold til om produktene skal spises rå, om de skal behandles, og i henhold til hvilken vanningsmetode som benyttes [221]. I tillegg til vegetabiler er også fôr, prydplanter, gress, frøproduksjon og industriell vanning inkludert i vannklassene [221].

I forhold til vannkvalitet er det satt minimumskrav for henholdsvis kvalitetsparameterne *E. coli*, biokjemisk oksygenforbruk (BOF₅), totalt suspendert stoff (TSS) og turbiditet for de ulike vannklassene [221]. Grenseverdiene er vist i Tabell 7-8.

Tabell 7-8. Minimumskrav til vannkvalitet ved bruk av gjenvunnet avløpsvann som vanningsvann til landbruksformål. Tatt fra [220].

Kvalitetsklasse for gjenvunnet vann	Veiledende teknologimål	Kvalitetskrav				
		<i>E. coli</i> , (ant./100 ml)	BOF ₅ , (mg/l)	TSS, (mg/l)	Turbiditet, (NTU)	Annet
A	Sekundær behandling, filtrering, og desinfeksjon	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 5	<i>Legionella</i> spp.: < 1 000 CFU/l der det er fare for aerosoldannelse Intestinale nematoder (helmintegg): ≤ 1 egg/l for vanning av beite eller grovfôr
B	Sekundær behandling, og desinfeksjon	≤ 100	I samsvar med Direktiv 91/271/EEC (Vedlegg I, Tabell 1) *	I samsvar med Direktiv 91/271/EEC (Vedlegg I, Tabell 1) **	-	
C	Sekundær behandling, og desinfeksjon	≤ 1 000			-	
D	Sekundær behandling, og desinfeksjon	≤ 10 000			-	

*BOF₅: ≤ 25 mg/l for kvalitetsklasse B-D. Tatt fra [296].

** TSS: ≤ 35 mg/l for kvalitetsklasse B-D. Tatt fra [296].

Vannklassene omfatter også hvilken type vannbehandling det gjenvunnede avløpsvannet har gjennomgått.

Forordningen setter minimumskrav til hyppigheten av overvåkning for kvalitetsparameterne angitt i Tabell 7-8. Overvåkningskravene er gitt i Tabell 7-9.

Tabell 7-9. Minimumsfrekvenser for overvåking av gjenvunnet vann til landbruksvanning. Tatt fra [220].

Minimumsfrekvenser for overvåkning						
Kvalitetsklasse for gjenvunnet vann	<i>E. coli</i>	BOF ₅	TSS	Turbiditet	<i>Legionella</i> spp. (når aktuelt)	Intestinale nematoder (når aktuelt)
A	En gang i uken	En gang i uken	En gang i uken	Kontinuerlig	To ganger i måneden	To ganger i måneden eller som bestemt av operatøren av gjenvinningsanlegget i henhold til antall egg i avløpsvannet som kommer inn i gjenvinningsanlegget
B	En gang i uken	I samsvar med Direktiv 91/271/EEC (Vedlegg I, Seksjon D) *	I samsvar med Direktiv 91/271/EEC (Vedlegg I, Seksjon D) *	-		
C	To ganger i måneden			-		
D	To ganger i måneden			-		

*Minste årlige antall prøver skal bestemmes i henhold til størrelsen på renseanlegget og samles inn med jevne mellomrom i løpet av året [296]:

2 000 til 9 999 pe: 12 prøver i løpet av det første året. Fire prøver i påfølgende år, dersom det kan påvises at vannet i løpet av det første året er i samsvar med bestemmelsene i direktivet. Dersom en prøve av de fire mislykkes, skal det tas 12 prøver i påfølgende år.

10000 til 49999 pe: 12 prøver.

50 000 pe eller over: 24 prøver.

pe = personekvivalent [297].

Hensikten med overvåkingen er å verifisere at det gjenvunnede avløpsvannet er i samsvar med minimumskravene til vannkvalitet fastsatt i Tabell 7-8 [220].

Risikostyring skal i henhold til forordningen utføres for å vurdere og adressere potensielle helse- og miljørisikoer [219] slik at gjenbruk av rensed avløpsvann foregår på en trygg måte som ikke utgjør noen risiko for verken miljø eller menneskers og dyrs helse [220]. Risikostyringsplanen skal blant annet inneholde beskrivelse av hele vanngjennbruksystemet, identifisering av involverte parter og deres ansvarsområder, potensielle farer som forurensninger, patogener, behandlingssvikt og lekkasjer, eksponeringsveier, vurdering av risiko for miljø og helse til mennesker og dyr, forebyggende tiltak og kontroll- og monitoreringssystemer [220].

Krav til tillatelse innebærer at produksjon og forsyning av gjenvunnet vann til landbruksvanning bare bør tillates på grunnlag av en tillatelse gitt av myndighetene i hvert enkelt medlemsstatene [220]. Dette kommenteres det i forordningen skyldes nødvendigheten av å sikre at gjenbruk av avløpsvann foregår på en trygg måte [220]. Det påpekes at reglene for slike tillatelser bør fastsettes på unionsnivå, men at selve detaljene i prosedyrene bør fastsettes av medlemsstatene [220].

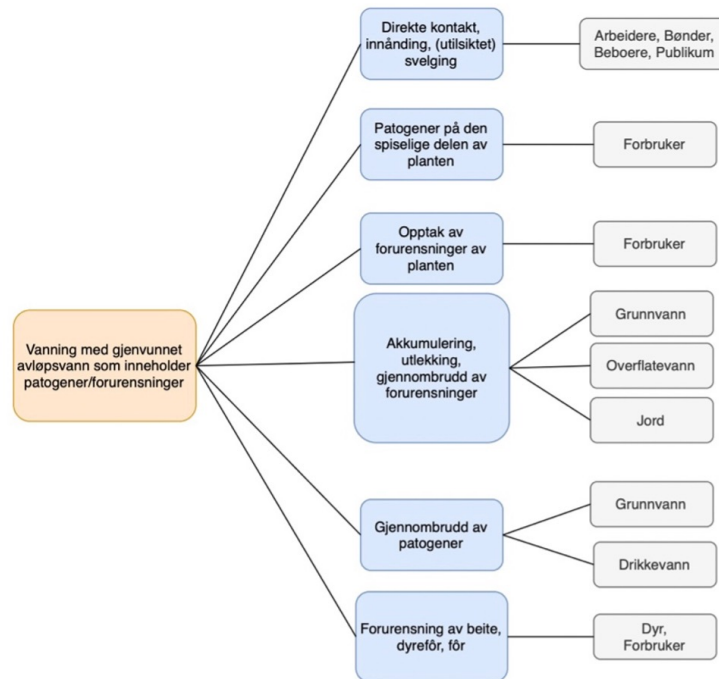
I forhold til bestemmelser angående åpenhet om vanngjennbruksprosjekter oppfordres det i forordningen å gjøre informasjon om dette allment tilgjengelig for publikum, for eksempel gjennom informasjonskampanjer [220]. Hensikten med dette er å øke tilliten til gjenbruk av vann, samt gjøre interessenter oppmerksomme på fordelene som dette vil kunne medføre [220]. Det å gjøre slik

informasjon tilgjengelig vil også kunne gi økt åpenhet og sporbarhet som vil være nyttig for de myndighetene som påvirkes av en slik gjenbruk [220].

De foreslåtte minimumskravene i forordningen har allerede mottatt kritikk for å ikke gi tilstrekkelig beskyttelse ovenfor miljø og menneskers helse. I et meningsnotat utarbeidet av SCHEER (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks) [298] konkluderes det med at selv om det er tatt hensyn til mange elementer, er det flere viktige detaljer som er utelatt eller ikke tilstrekkelig kommentert. I henhold til SCHEER gjelder dette blant annet ulike bekymringsfulle forurensninger, antibiotikaresistens og mulige risikoer forbundet med dannelse av biprodukter i forbindelse med desinfeksjon og avansert behandling av avløpsvann [298]. Det blir for eksempel i notatet anbefalt å inkorporere måling av antibiotikaresistente *E. coli* når «totalt» *E. coli* undersøkes i avløpsvannet [298].

7.1.3 Utfordringer knyttet til gjenbruk av rensed avløpsvann som vanningsvann

Det er knyttet både miljømessige, helsemessige og økonomiske utfordringer til gjenbruk av rensed avløpsvann til vanningsformål [299], som blant annet inkluderer eksponeringsrisiko ovenfor patogener og tungmetaller, forsalting av jordsmonn, forurensning av jord og vannressurser, samt potensielle store investeringskostnader i forbindelse med gjenvinningsprosjekter [299], [300], [208], [301], [215], [302], [303]. I henhold til Ofori et al. [299] er derimot type og alvorlighetsgrad av disse utfordringene ikke bare avhengig av kvaliteten på avløpsvannet, men også av blant annet jordens egenskaper, plantefysiologi og -morfologi, klima, vanningsstype og praksis for landbruksforvaltning [299]. I Figur 7-1 utarbeidet av Helmecke et al. [301] er potensielle eksponeringsveier ved gjenbruk av avløpsvann til landbruksvanning illustrert.



Figur 7-1. Potensielle eksponeringsveier ved gjenbruk av avløpsvann til landbruksvanning. Tatt fra [301].

I forhold til risiko for forurensning av vegetabiler, er det i henhold til både Asano et al. [215, p. 149] og Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) [222, p. 8] vanningsvannets hygieniske kvalitet som er avgjørende. Tilstedeværelse av patogene mikroorganismer og uønskede kjemikalier i vanningsvann kan føre til sykdom [222, p. 6], [215, p. 149], [300], [208], [302], [299], [300], [301], [303], [205]. Dette gjelder spesielt vegetabiler som skal spises rå uten å ha gjennomgått forbehandling [215, p. 149], [303], [205], som for eksempel salatgrønnsaker, tomater, jordbær og druer [222, p. 14], [303]. Det har blitt registrert flere sykdomsutbrudd hvor rå vegetabiler har vist seg å være smitekilden [222, p. 8], [303]. Mikrobiologisk risiko vil variere for forskjellige vegetabiler da de vil inneha ulik evne til å fange opp og holde på vanningsvann [222, p. 8]. En salat som har stor overflate vil, i motsetning til en agurk, kunne holde på vanningsvannet i større grad [222, p. 8]. Forurensning av avlinger kan foregå gjennom både direkte og indirekte kontakt med vanningsvannet [215, p. 149], [300]. Indirekte forurensning kan inntreffe ved at fugler og insekter frakter mikroorganismer fra vanningsvann (eventuelt jorden) til vegetabiler [215, p. 149], eller ved støvoverføring fra arbeidere til avlingene [215, p. 149]. Det finnes flere mikroorganismer som over lengre perioder kan overleve på både planter og i jord [208], [215, p. 149]. Det har for eksempel blitt påvist *E. coli* i salat og persille etter henholdsvis 77 og 177 dager [222, p. 12]. Tiden mellom vanning og innhøsting er derfor en viktig faktor [222, p. 8], da det vil være høyere forurensningsrisiko i forhold til inntak av patogene mikroorganismer hvis tiden mellom vanning og innhøsting er kort [222, p. 8]. I forhold til å benytte gjenvunnet avløpsvann som vanningsvann er det i henhold til Asano et al. [215, p. 149] nødvendig at vannet gjennomgår tilstrekkelig behandling slik at patogene mikroorganismer ikke får muligheten til å nå frem til forbrukerne. I forhold til miljørisiko vil vanning med rensset avløpsvann ifølge Shakir et al. [208], Helmecke et al. [301] og Ungureanu et al. [205] kunne medføre et potensial for forurensning av grunnvann, blant annet med klorider. Risikoen vil være akkumulativ [301], [208] da

forurensningen vil opptre i vannforsyningsystemer, bevege seg til renseanlegg, og deretter tilbakeføres til akvifere [208]. På grunn av langsiktig innflytelse påpekes det imidlertid av Shakir et al. [208] at denne risikoen er vanskelig å vurdere.

Vanning med rensset avløpsvann kan i henhold til Helmecke et al. [301], Ofori et al. [299] og Jaramillo et al. [304] tilføre jord og avlinger viktige næringsstoffer som for eksempel nitrogen, kalium, fosfor, sink, jern, mangan og kobber, og på den måten potensielt redusere behovet for syntetisk gjødsel [305]. Det påpekes imidlertid av Helmecke et al. [301] at det å finne en balanse mellom tilstrekkelig behandling av avløpsvann, og tilpasning av næringsmengder i gjenvunnet vann til spesifikke avlingskrav og sesongvariasjoner, kan være svært utfordrende. Toze [302] kommenterer at stort overskudd av næringsstoffer, i særlig grad karbon og nitrogen, kan ha en negativ effekt gjennom overdreven mikrobiell aktivitet og vekst. Dette må det i henhold til Toze [302] tas hensyn til når det skal vannes med gjenvunnet avløpsvann, da skadelige innvirkninger på jordporøsitet må forhindres. Saltholdighet er en annen viktig parameter i gjenvunnet avløpsvann [302], [301], [304], [299], [205], og da spesielt innholdet av natrium [302]. Dette er vedvarende stoffer som er svært vanskelig å fjerne, og som kan påvirke både jordsmonnet og veksten av avlingene som vannes [302]. Den hydrauliske ledningsevnen til jorden vil kunne bli redusert, noe som kan påvirke vannets infiltrasjonsevne og på den måten redusere avlingenes vanntilgjengelighet [302]. Natrium vil kunne føre til reduksjon i avlinger, og undersøkelser av Katerji et al. [306] har vist at spesielt mais er lite motstandsdyktig mot økninger i saltholdighet. Undersøkelser av Becerra et al. [305] har også vist at vanning med gjenvunnet avløpsvann kan medføre endringer i jordens fysiske-kjemiske parametre, noe som kan påvirke jordens fruktbarhet og produktivitet, og dermed innvirke på bærekraftigheten til jordsmonnet [305], [304].

Faktorer det må tas hensyn til i forbindelse med landskapsvanning er blant annet områdetype, plassering i forhold til befolkede områder og grad av offentlig tilgang og bruk [215, p. 150]. Bruk av gjenvunnet avløpsvann til landskapsvanning vil i henhold til Asano et al. [215, p. 150] kunne være mer kritisk i områder hvor det er offentlig tilgang, enn i områder hvor det er lite ferdsel. Det trekkes spesielt frem områder hvor barn oppholder seg, blant annet skoleområder, lekeplasser og parker, da det er fare for at de kommer i kontakt med jord og torv som kan ha blitt vannet med vann som potensielt kan inneholde sykdomsfremkallende mikroorganismer [215, p. 150], [300]. Det er begrenset potensial for at vanning av landskapsområder uten offentlig tilgang kan forårsake folkehelseproblemer, men dette vil derimot kunne endres når sannsynligheten for menneskelig kontakt med gjenvunnet avløpsvann øker [215, p. 150]. Det vil derfor være et større behov for å redusere nivået av patogene mikroorganismer i vannet som benyttes til landskapsvanning når det forventede nivået av direkte eller indirekte kontakt øker [215, p. 150].

Det stilles høye krav til både prosess- og teknologisikkerhet i forbindelse med gjenbruk av vann [276], og i henhold til Liao, Liltved og Ratnaweera [276] må tilfredsstillende vannkvalitet oppnås selv ved feil eller vedlikehold i systemet. Dette samsvarer med FHIs syn på desinfeksjon av avløpsvann som kommentert i en studie av Rawcliffe og Paulsrud [307, p. 19] hvor oppnåelse av tilstrekkelig hygienisk kvalitet er nødvendig hele tiden. Et «back-up» systemdesign vil derfor være nødvendig [276]. Dette er av Liao, Liltved og Ratnaweera trukket frem som en utfordring da det vil kreve instrumenterings- og analyseprogrammer med avanserte analytiske teknologier for å kunne automatisk oppdage og

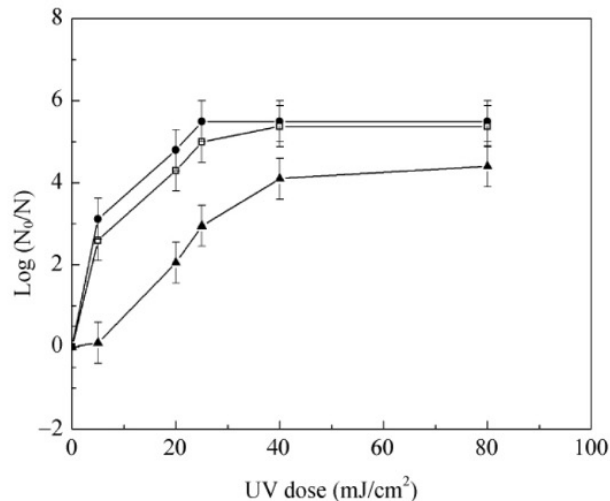
måle konsentrasjon av ulike kvalitetsparametre [276]. Dette vil medføre store økonomiske investeringer, men også betydelige drift- og vedlikeholdskostnader [276]. Vanngjenvinningsprosjekter vil derimot kunne dra nytte av en oppskaleringseffekt som innebærer at enhetspriser for investering og drift reduseres jo større prosjektet er [276].

Holdninger og aksept til gjenbruk av avløpsvann er en utfordring som har blitt trukket frem av blant annet Liao, Liltved og Ratnaweera [276], Bahri [300], Toze [302] og Bixio et al. [212]. Toze [302] kommenterer at på generelt grunnlag er holdningen til gjenbruk av rensset avløpsvann i utgangspunktet positiv, men at den har en tendens til å bli gradvis mer negativ jo større sannsynligheten er for å bli personlig påvirket av en slik gjenbruk. Denne skepsisen avhenger også av type gjenbruk av vann og behandlingsnivå. I en studie utført av Po et al. [308] viste det seg at folk var mindre bekymret for å benytte ubehandlet overvann enn de var for å bruke rensset avløpsvann som hadde gjennomgått omfattende behandling. Dette til tross for at den fysiske risikoen fra rensset avløpsvann kan være lik eller mindre enn risikoen fra ubehandlet overvann. Det påpekes imidlertid av Toze [302] at oppfatningen av gjenbruk kan være mer positiv når det involverer avstandskonsepser som for eksempel landbruksvanning. I henhold til Choudri og Charabi [214], Shakir et al. [208] og Ungureanu et al. [205] pågår det en holdningsendring angående gjenvunnet vann, og undersøkelser blant bønder og forbrukere i Italia utført av Saliba et al. [309] viste høy aksept for gjenbruk av avløpsvann til vanningsformål. Men både studien til Saliba et al. [309] og Crute et al. [310] kommenterer at bekymring angående potensialet for negative helse- og miljøpåvirkninger i forbindelse med avlinger fortsatt er tilstedeværende, og derfor må motvirkes gjennom mer forskning og informasjonskampanjer angående fordeler og eventuelle risikoer.

7.1.4 Inaktivering av termotolerante koliforme bakterier ved UV-bestråling

Ved påføring av tilstrekkelig UV-dose bør mikroorganismer i prinsippet ikke lenger kunne være i stand til å verken reparere eller formere seg igjen [143]. Ifølge Bryant et al. [311] er tilstrekkelig UV-dose mot virus og patogene bakterier mindre enn 100 mJ/cm^2 . Mer resistente protozo-parasitter som *Giardia lamblia* og *Cryptosporidium parvum* vil derimot kreve en høyere dose ($< 200 \text{ mJ/cm}^2$) [143].

Figur 7-2 viser UV-responskurver for de tre mikroorganismene *E. coli*, en fekal koliform stamme og *Bacillus subtilis* som ble oppnådd i en studie utført av Guo et al. [312].



Figur 7-2. Log-reduksjon ($\text{log}(N_0/N)$) av *E. coli* (●), fekal koliform stamme (□) og *Bacillus subtilis* (▲) i forbindelse med UV-beståling. Tatt fra [312].

Resultatene viser at det var *E. coli* som var mest følsom ovenfor UV-bestråling, etterfulgt av den fekale koliforme stammen. *Bacillus subtilis* var derimot minst følsom ovenfor UV-bestråling. En UV-dose på 25 mJ/cm^2 ga en inaktivering på 5-log for *E. coli*, mens det til sammenligning var nødvendig med en UV-dose på 40 mJ/cm^2 for å oppnå tilsvarende redusering for den fekale koliforme stammen. *Bacillus subtilis* ble inaktivert mye langsommere sammenlignet med de to andre artene, med en endelig inaktivering på 4-log. Ved UV-doser høyere enn 40 mJ/cm^2 var det ingen ytterligere endring i log-reduksjon, noe som var felles for de tre bakterieartene. I en studie utført av Li et al. [156] viste det seg derimot at for å oppnå en inaktivering på 3-log og 4.5-log for *E. coli* måtte det påføres en UV-dose på henholdsvis $8.69 \pm 0.50 \text{ mJ/cm}^2$ og $13.03 \pm 0.75 \text{ mJ/cm}^2$ med en lavtrykks UV-lampe.

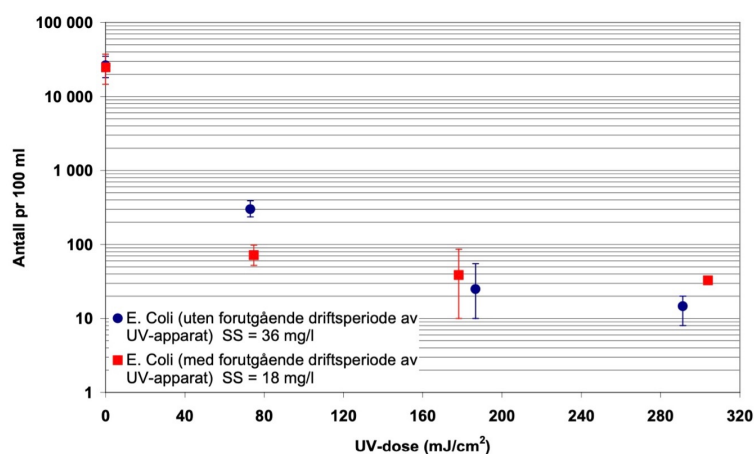
I en studie utført av Yoon et al. [287] ble indikatorbakteriegruppene totale koliforme (TC) og fekale koliforme (FC) bakterier, samt *E. coli* utsatt for ulike UV-doser for å undersøke inaktiveringseffekt. Det ble benyttet UV-lamper med to forskjellige lysintensiteter, henholdsvis 17 og 40 W. Resultatene er vist i Tabell 7-10.

Tabell 7-10. Konsentrasjon av TC, FC og *E. coli* etter bestråling med forskjellige UV-doser. Tatt fra [287].

Lampe	Strømningshastighet (m ³ /d)	Ekspone­ringstid (s)	UV-dose (mJ/cm ²)	Konsentrasjon etter UV-bestråling (MPN/100 ml), gjennomsnitt ± SE, n = 5		
				TC	FC	<i>E. coli</i>
17 W	10	20.4	18.2	20 ± 20.0	84 ± 124.4	70 ± 94.3
	20	10.2	9.1	68 ± 76.3	20 ± 16.3	20 ± 0.0
	30	6.8	6.0	53 ± 52.5	50 ± 20.0	40 ± 46.2
	40	5.1	4.6	106 ± 95.3	42 ± 50.2	58 ± 97.6
40 W	10	48.0	48.0	0 ± 0.0	0 ± 0.0	0 ± 0.0
	20	24.0	24.0	0 ± 0.0	0 ± 0.0	0 ± 0.0
	30	16.0	16.0	0 ± 0.0	0 ± 0.0	0 ± 0.0
	40	12.0	12.0	0 ± 0.0	0 ± 0.0	0 ± 0.0

Det viste seg i studien at alle mikroorganismene ble redusert til mindre enn 100 MPN/100 ml (MPN: «most probable number», sannsynlig antall organismer per volumenhet) innen 60 sekunder etter UV-bestråling [287]. Resultatene viste også en tydelig forskjell i effekt mellom lampen på 17 W og lampen på 40 W. Det var med 40 W-lampen mulig å fjerne mikroorganismene uavhengig av strømningshastighet UV-systemet [287]. Yoon et al. [287] kommenterer at sammenligning av resultatene gir en indikasjon på at for samme UV-dose vil det å kombinere høy lampeintensitet med lav eksponeringstid vil kunne gi en høyere effektivitet enn lav intensitet kombinert med høy eksponeringstid.

I en studie utført av Rawcliffe og Paulsrud [307] ble det utført forsøk med UV-bestråling på biologisk-kjemisk rensed avløpsvann. *E. coli* ble i forsøkene benyttet som indikatormekanisme for grad av inaktivering av patogene mikroorganismer. Figur 7-3 viser resultatene oppnådd i forsøkene ved bestråling med UV-doser på henholdsvis 80, 140 og 280 mJ/cm².

Figur 7-3. Antall *E. coli* per 100 ml prøve i forsøk med UV-doser på 80, 140 og 280 mJ/cm². Tatt fra [307].

Det ble utført to forskjellige UV-forsøk. Ett hvor UV-lampen var ubrukt, og et annet hvor UV-lampen allerede hadde vært i drift [307]. Bestråling med UV-dose på 80 mJ/cm² førte til en reduksjon i antall

E. coli/100 ml fra henholdsvis 26 400 og 24 800, til ca. 300 og 70 i de to forsøkene [307]. Økning i UV-dose førte til videre reduksjon, men ikke like betydelig som for 80 mJ/cm² [307]. Det ble oppnådd en log-reduksjon på henholdsvis 3.3 og 2.9 [307]. Det kommenteres i studien at det ikke var noen åpenbare forskjeller mellom resultatene i forhold til ny UV-lampe kontra UV-lampen som tidligere hadde vært i drift [307].

I studien utført av Blatchley et al. [313] ble det derimot rapportert om lite effekt av UV-bestråling etter en UV-dose på omtrent 10 mJ/cm². Bakterieresponsen på en økning i UV-dose over 10 mJ/cm² resulterte i en «hale», dvs. at nesten ingen videre forbedring ble observert. Lignende effekt ble også observert i studien utført av Kaller et al. [314], hvor inaktiveringskurven for termotolerante koliforme bakterier viste en motstandsdyktig «hale» etter 2-log reduksjon.

I en studie utført av Liberti et al. [143] ble avløpsvann gjennomgått biologisk rensing, etterutfelling med aluminiumpolyklorid og til slutt filtrering undersøkt etter hvert rensetrinn. Det ble i studien rapportert at nødvendig UV-dose for å oppnå 4-log inaktivering av *E. coli* var på henholdsvis 145, 75 og 50 mJ/cm². For å kunne oppnå log reduksjon på 4,7 og 5,7 krevdes det høyere UV-dose (henholdsvis 100 og 160 mJ/cm²) for avløpsvann som gjennomgikk etterutfelling og filtrering [143].

7.1.5 Innvirkning av fysisk-kjemiske parametre på effekten av UV-bestråling

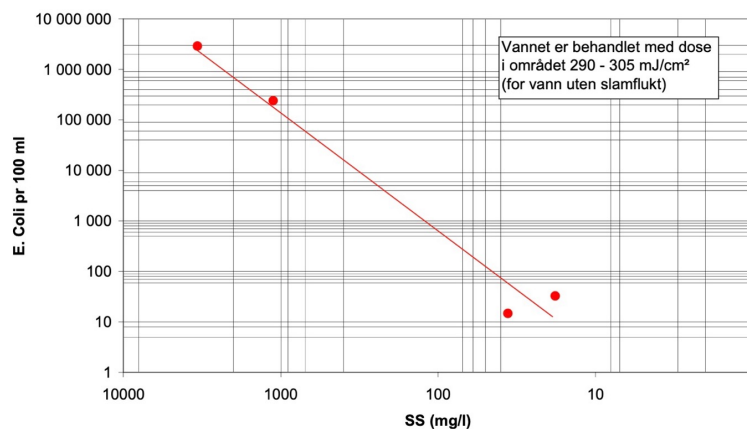
I forbindelse med desinfeksjon av avløpsvann er det flere faktorer som potensielt vil kunne påvirke effektiviteten av bakteriell inaktivering [315]. Studier av blant annet LeChevallier et al. [316], Qualls et al. [317], Berman et al. [318] og Chowdhury et al. [319] har vist at bakterier, ved å lime seg fast eller innkapsle seg i partikler, kan bli beskyttet mot både kjemiske og ikke-kjemiske desinfeksjonsmetoder. Studier utført av Scheible et al. [320] og Whitby og Palmateer [321] har for eksempel vist at det er en sammenheng mellom innhold av suspendert stoff i avløpsvann og fekale koliforme bakteriers evne til å overleve en desinfeksjonsprosess med UV-bestråling. Det har blitt rapportert [322], [321] at ved økende mengder totalt suspendert stoff i avløpsvann, vil inaktivering av patogener i vannet avta kraftig. Det viste seg i studien til Qualls et al. [317] at partikler som ga delvis beskyttelse til bakterier, ført til at det ikke var mulig å oppnå en bakteriereduksjon på mer enn på 3-4 log₁₀ enheter ved UV-bestråling.

Das [323] har i sin studie også synliggjort hvor stor innvirkning suspendert stoff kan ha på UV-dose. Ifølge Das er det derfor svært viktig å ha riktig informasjon om innhold av suspendert stoff i avløpsvannet når UV-anlegg skal dimensjoneres. Dette skyldes at deler av stoffet kan absorbere eller reflektere UV-lyset før det kan trenge gjennom partiklene for å drepe eventuelle innkapslede mikroorganismer. UV-lys kan trenge inn i suspendert stoff, men det vil kreve lengre kontakttider og høyere intensitet, samtidig vil det også være en grense for inaktivering av patogene mikroorganismer [323]. I Tabell 7-11 er variasjon av UV-behov i forhold til ulike partikkelstørrelser oppgitt. Det vises tydelig at en økning i partikkelstørrelse fører til økt UV-behov.»

Tabell 7-11. UV-behov for tilsvarende partikkelstørrelse. Tatt fra [323].

Partikkelstørrelse, μm	UV-behov
<10	Lett penetrert, lavt UV-behov
10-40	Kan penetreres noe, UV-behov øker
>40	Blir ikke helt penetrert, høyt UV-behov

I en studie av Rawcliffe og Paulsrud [307] har det blitt vist at det er tydelig sammenheng mellom innhold av *E. coli* og konsentrasjon av suspendert stoff i UV-behandlet avløpsvann. Sammenhengen er illustrert i Figur 7-4.

Figur 7-4. Sammenheng mellom innhold av *E. coli* og suspendert stoff (SS) etter UV-bestråling. Tatt fra [307].

Rawcliffe og Paulsrud kommenterer i studien [307] at det ut ifra de oppnådde resultatene kan virke som at lav konsentrasjon av suspendert stoff er en forutsetning for å oppnå betydelig reduksjon av antall *E. coli* ved bruk av UV-bestråling som desinfeksjonsmetode.

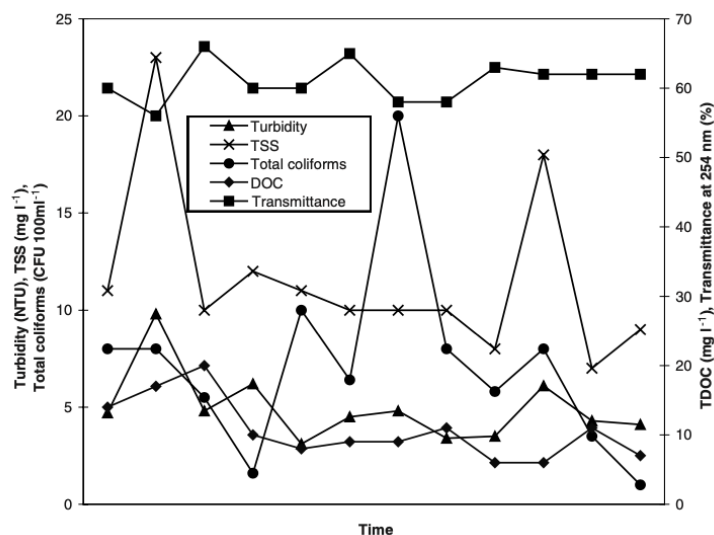
For å oppnå en stabil og tilfredsstillende effekt av UV-bestråling som desinfeksjonsmetode, er etterpolering i henhold til Rawcliffe og Paulsrud [307] et tiltak som må utføres i forkant av UV-behandling. Etterpolering innebærer ekstra rensing av avløpsvann i etterkant av den rensesprosessen det allerede har gjennomgått i rensenanlegget [324], [325]. Dette vil for eksempel kunne være aktuelt i forbindelse med situasjoner hvor det er nødvendig med ekstra bakteriefjerning [326], eller ved utslipp i resipienter som er spesielt sårbare for smittestoff [324].

Det har i en annen studie [132] blitt gjennomført korrelasjonsanalyse av vannkvalitetsparametere i forhold til desinfeksjon med UV-bestråling. Gjennom lineær regresjonsanalyse ble forholdet mellom antall overlevende koliforme bakterier (N_t) og turbiditet, SS, prosent transmisjon og antall koliforme konsentrasjoner (N_0) før UV-behandling bestemt. Avløpsprøvene som ble analysert var både filtrert og ikke filtrert. Analyse av den ikke-filtrerte prøven avslørte at 71 og 79% av variasjonen i N_t kunne forklares med variasjonen i henholdsvis turbiditet og SS. Korrelasjonene i den filtrerte prøven var derimot litt mindre, og variasjonen i N_t kunne forklares med variasjonen i turbiditet og SS på henholdsvis 62 og 68%. Ifølge Darby et al. [132] er en slik korrelasjon mellom UV-ytelse og både SS og turbiditet i samsvar med konseptet om at det er mikroorganismer som «gjemmer seg» i suspenderte

stoffer som er den begrensende faktoren for å kunne oppnå strenge hygieniske desinfeksjonskrav. Det ble av Darby et al. også kommentert at verken prosent transmisjon eller N_0 korrelerte godt med de overlevende koliforme konsentrasjonene i både de filtrerte og ikke-filtrerte avløpsprøvene. I tillegg var verken transmisjon eller N_0 dominerende parametere ved høye UV-doser. Fjerning av partikler førte til at det var ingen vannkvalitetsparametre som korrelerte godt med koliform overlevelse i noen av de filtrerte prøvene. Det ble oppnådd en gjennomgående god desinfeksjon av det filtrerte avløpsvannet til tross for daglige variasjoner i turbiditet, SS og transmisjon [132].

I henhold til Andreadakis et al. [327], har turbiditet og suspendert stoff en svak korrelasjon med UV_{254} transmisjon, hvor høy konsentrasjon av SS og turbiditet er assosiert med en lav verdi av UV_{254} transmisjon. Det er også rapportert om god korrelasjon mellom transmisjon og andre vannkvalitetsparametre, men kun ved høyt innhold av suspendert stoff (TSS > 20 mg/l) og høy turbiditet (> 5-7 NTU).

I en annen studie [143], hvor avløpsvann av ulike rensnivå gjennomgikk UV-bestråling, ble det i tillegg analysert følgende parametere: temperatur, pH, ledningsevne, turbiditet, TSS, totalt oppløst organisk karbon (TOK), 254 nm transmittans og totale koliforme bakterier (før og etter desinfeksjon). Variasjonen av de viktigste parametrene som ifølge Liberti et al. [143] påvirker vannets klarhet, er illustrert i Figur 7-5. Grafen indikerer et ganske uregelmessig innhold av totale koliforme bakterier tatt i betraktning variasjonen over tid for de parametrene som ble undersøkt. TSS- og turbiditetstrendene viste seg derimot å være veldig like, noe som tyder på at turbiditet i større grad er relatert til TSS enn til kolloidalt materiale (mikroorganismer) [143]. Da parametre som temperatur, pH og ledningsevne ikke ble kommentert i detalj i studien, kan det tolkes som at det ikke ble oppdaget noen betydelig effekt av disse.



Figur 7-5. Variasjon i hovedkarakteristikker til en avløpsprøve over tid. Tatt fra [143].

Sterk korrelasjon av fargetall i forhold til TSS ($r = 0,922$) og turbiditet ($r = 0,730$) ble derimot rapportert av Akoto et al. [328], noe som samsvarer med funn i studien til Amfo-Otu et al. [329], hvor fargetall i tillegg korrelerte positivt med konduktivitet ($r = 0,727$), og negativt med pH ($r = -0,715$). I

henhold til Paraskeva og Graham [330] hadde UV-bestråling ingen effekt på parameterne som fargetall, total organisk karbon (TOC) og UV₂₅₄ absorbans. Det er også rapportert at UV-doserrespons ikke er påvirket av verken UV-absorbans, temperatur eller pH [331]. Den iboende absorbanen (farge og turbiditet) til avløpet som skal desinfiseres kan derimot kraftig redusere effektiviteten av UV-bestråling [332].

Das [323] har undersøkt hvilke avløpsvannsparemetre det bør tas hensyn til når det skal bygges UV-desinfeksjonssystemer. Ifølge Das avhenger effektiviteten til et UV-anlegg i stor grad med kvaliteten på avløpsvannet, da dårlig kvalitet kan påvirke UV-intensiteten. Oppsummering av de viktigste parametrene som kan påvirke effektiviteten av UV-desinfeksjon er vist i Tabell 7-12.

Tabell 7-12. Viktige parametre som påvirker UV-desinfeksjon av avløpsvann. Tatt fra [323].

Parametre	Akseptable verdier
Prosent transmisjon eller absorbans	35-65
TSS, mg/l	5-10
Partikkelstørrelse, µm	10-40
Strømningshastighet eller hydraulikk	-
Jern, mg/l	< 0,3
Hardhet, mg/l	< 300

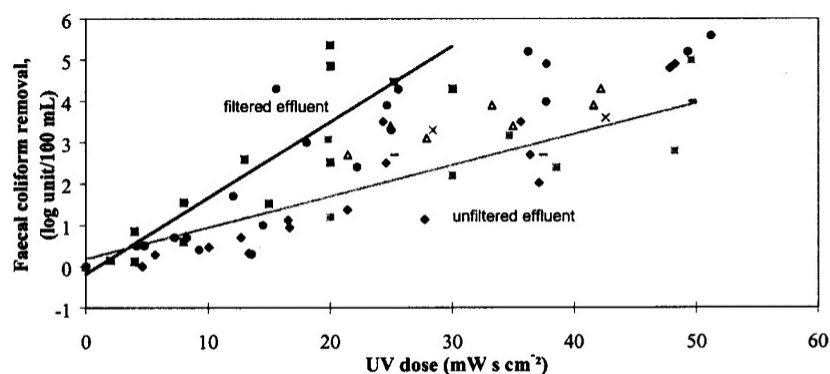
Den vannkvalitetsparameteren som oftest har blitt brukt til å forutsi UV-desinfeksjonseffektivitet er UV-absorbans ved 253,7 nm [132], [128], [133], [333]. Det har blitt rapportert at kjemiske stoffer som blant annet fenoler, humussyrer, jern og fargestoffer [132], [334], kan forstyrre UV-transmisjonen ved 253,7 nm. UV-absorbans er derimot assosiert med mindre partikler og løselige komponenter [132]. SS i området 5-50 mg/l og turbiditet fra 0,5 til 12 NTU, hadde kun en liten effekt på UV-absorbans. Det ble også rapportert at turbiditet, SS, totalt organisk karbon og kjemisk oksygenforbruk korrelerte signifikant med UV-absorbans [132].

En interessant studie ble utført av Foschi et al. [335], hvor en sanntidsovervåking av *E. coli*-konsentrasjon ved hjelp av «soft sensor» ble foreslått. Ifølge Foschi et al. vil sanntidsinnhenting av indikatorbakteriekonsentrasjon ved innløpet til desinfeksjonsheten kunne være en grunnleggende støtte for kontroll av kjemisk og ultrafiolett desinfeksjon av avløpsvann [335]. Overvåkingen ble basert på fysiske og kjemiske indikatorer som brukes for kontroll av avløpsvannedesinfeksjon, blant disse er totalt suspendert stoff, ledningsevne, pH, turbiditet, absorbans ved 254 nm, KOF. Det ble undersøkt om det var mulig å forutsi *E. coli*-konsentrasjon på bakgrunn av disse parameterne. Data ble samlet inn fra tre fullskala renseanlegg, og gjennom statistiske analyser ble det bestemt hvilke parametre som best kunne forutsi konsentrasjonen av *E. coli*. Analyse fra det ene datasettet indikerte at både pH og ledningsevne var gode variabler ved forekomst av intense regnhendelser som forårsaket kraftige økninger i *E. coli*-konsentrasjon. Resultatet ble annerledes når alt datagrunnlag ble vurdert. Variabler som best kunne forutsi konsentrasjonen av *E. coli* var KOF, UV-absorbans, TSS og turbiditet. Dette er de parameterne som beskriver en generell forverring av oppstrømsbehandlings effektivitet [335].

7.1.6 Innvirkning av partikkelfjerning på effekten av UV-bestråling

Effektiv fjerning av patogene mikroorganismer og indikatororganismer i avløpsrensaneanlegg varierer ifølge flere studier [336], [337], [316], [320], [338], [339] med type renseprosess, O_2 -konsentrasjon, retensjonstid, pH, temperatur, biologisk flora i aktivert slam, og ikke minst effektiviteten i å fjerne suspendert stoff. Primær- og sekundærrensing fjerner mesteparten av det suspendert stoff som finnes i avløpsvann [114]. Det kan, avhengig av renseanlegg og rensemetode, fjernes mellom 85-95% av TSS med sekundærrensing [340]. Selv om høy prosent av TSS-fjerning kan oppnås med sekundærrensing, er avløpet fortsatt sammensatt av bakteriebelastede partikler med varierende antall og størrelse [50], [323]. Ifølge Gannon et al. [341] er hoveddelen av *E. coli* i avløpsvann er assosiert med partikler, og i henhold til Tawfik et al. [342] oppholder en stor andel *E. coli* bakterier seg i suspenderte partikler med størrelse $> 4,4 \mu\text{m}$, eller i kolloidale partikler i størrelsesorden $< 4,4 > 0,45 \mu\text{m}$. I henhold til Gibson et al. [343] er nivået av oppnådd desinfeksjon ofte begrenset av partikkelassosierte organismer. Arbeid med å fjerne eller redusere konsentrasjonen av avløpspartikler vil derfor ofte kunne forbedre effektiviteten av UV-desinfeksjon. Forbedret desinfeksjonseffekt kan ifølge Andersen, Krogh og Lund [344] oppnås ved at partikkelholding vann filtreres før UV-behandling.

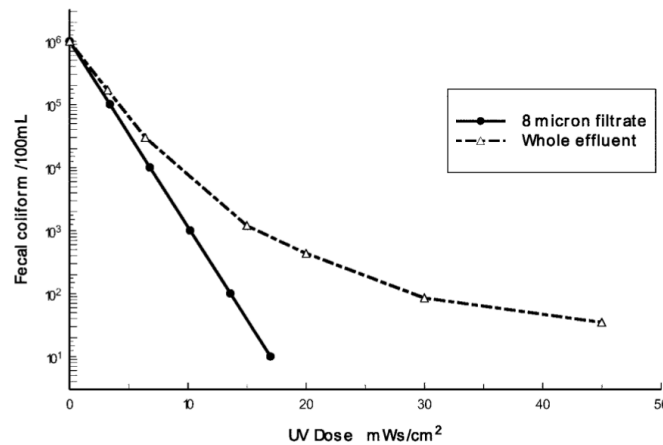
Hensikten med et filteranlegg er i henhold til en rapport utarbeidet av Stene-Johansen ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA) å etterbehandle vann slik at skjerpede og fastsatte renskrav kan oppfylles [345]. Det vil gjennom å benytte filtrering være mulig å oppnå rensset avløpsvann med lavere innhold av suspendert stoff og lavere turbiditet [345]. I en publikasjon av Ole-Jacob Johansen ved NIVA [346] ble det vist til at sandfiltrering av mekanisk-kjemisk rensset avløpsvann ga en reduksjon i suspendert stoff fra ca. 15 mg SS/l til 3 mg SS/l ved filterhastigheter mellom 5-15 m/h. I studien til Qualls et al. [317] ble det observert at desinfeksjonseffekten av UV-bestråling var mye større i filtrert avløpsvann enn i ufiltrert avløpsvann. Lazarova et al. [155] kommenterer det samme, og resultatene i Figur 7-6 viser at filtrering av avløpsvann før UV-desinfeksjon kan medføre at nødvendig UV-dose for en gitt log-inaktivering kan halveres [155].



Figur 7-6. UV-dose og filtrering på inaktivering av fekale koliforme bakterier for forskjellige typer avløp fra avløpsrensaneanlegg i Frankrike. Tatt fra [155].

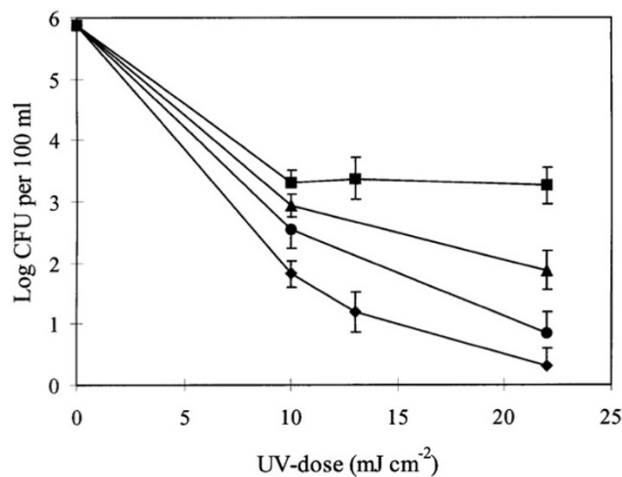
I en studie utført av Das [323] ble det undersøkt hvilken påvirkning beskyttelseeffekten til TSS har på UV-dose ved bestråling av fekale koliforme bakterier. Forsøket ble gjennomført på biologisk rensset

avløpsvann før og etter filtrering. Resultat er illustrert i Figur 7-7, hvor beskyttelsen gitt av TSS resulterte i et høyt UV-dose behov for det ikke-filtrerte vannet. Det viste seg at filtrering av avløpsvann førte til reduksjon i innhold av TSS og partikler, noe som resulterte i et redusert UV-dose behov. Nødvendig UV-dose for å oppnå et gitt desinfeksjonsmål ble redusert fra ca. 45 mJ/cm² til omtrent 17 mJ/cm², noe som tilsvarte en reduksjon på 62%.



Figur 7-7. Respons av UV-dose før og etter filtrering av rensed avløpsvann. Tatt fra [323].

I en studie utført av Liltved og Cripps [347] ble effektiviteten av å benytte filtrering før UV-behandling også tydeliggjort. Figur 7-8 viser henholdsvis effekten av filtrering på overlevelsesevnen til aerobe bakterier etter filtrering gjennom maskevidder på henholdsvis 355, 80 og 50 μm sammenlignet med vannprøver uten gjennomgått filtrering.



Figur 7-8. Effekten av pre-filtrering på overlevelse av aerobe bakterier i vann gjennomgått UV-behandling. Symbolene står for henholdsvis ufiltrert ■ og filtrert gjennom henholdsvis: ▲ 355 μm , ● 80 μm og ◆ 50 μm . Tatt fra [347].

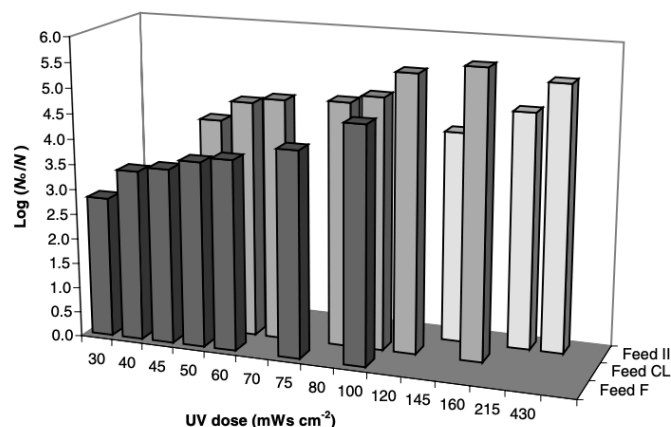
Resultatene viste at en reduksjon i maskevidde medførte et høyere oppnådd nivå av bakteriefjerning [347]. Dette kommenteres i studien som en indikasjon på at bakterier mindre enn, eller i samme størrelsesorden som maskevidden til filteret, ble fjernet før UV-bestråling [347]. Til og med det største filteret med maskevidde på 355 μm økte den totale effektiviteten sammenlignet

med prøvene som ikke gjennomgikk filtrering [347]. I studien [347] ble det oppnådd en reduksjon på mer enn 5 log₁₀ enheter gjennom først å filtrere vannprøvene gjennom et 50 µm-filtrer etterfulgt av UV-bestråling med en dose på 22 mJ/cm², som vist i Figur 7-8.

Liberti et al. [143] har undersøkt inaktiveringseffektivitet av bakterier i forbindelse med UV-desinfeksjon av avløpsvann. Tre ulike rensenivåer etter biologisk sekundærrensing ble studert:

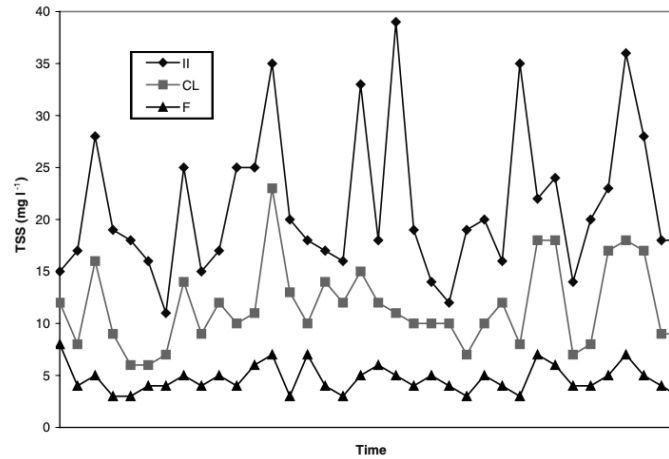
- «*secondary effluent, II*» som har gjennomgått sekundær sedimentering
- «*secondary-clarified effluent, CL*» som videre har gjennomgått etterutfelling med aluminiumpolyklorid
- «*secondary-clarified-filtered, F*» som ble oppnådd gjennom å filtrere CL på et flerlags-trykkfilter med strømningshastighet 10 m³/h, og et filtreringssjikt bestående av 120 cm med 0,4-0,7 mm høyrent silikasand og 1-2, 3-5 og 6-8 mm grus.

Hensikten med forsøkene var å oppfylle de italienske mikrobielle kravene for ubegrenset gjenbruk av kommunalt avløpsvann innen landbruket (2 CFU/100 ml av totale koliforme bakterier). Resultatene er illustrert i Figur 7-9, g de viser en tydelig forskjell i UV-doser for å oppnå samme inaktiveringsnivå ved ulikt rensenivå.



Figur 7-9. Total koliform log-inaktivering med ulike UV-doser for II - secondary; CL – clarified og F - clarified-filtered avløpsprøvene. Tatt fra [143].

Det ble i studien [143] konkludert med at UV-lysets effektivitet i betydelig grad påvirkes av vannkvalitet, og at det for kommunalt avløpsvann vanligvis vil kreves en delvis, eller til og med full, tertiærbehandling før UV-desinfeksjon. Studien viste gjennom hovedkarakteristikkene til de tre undersøkte vannprøvene en tydelig kvalitetsforbedring. Spesielt for de parametrene som sannsynligvis vil påvirke effekten av UV-desinfeksjon, som for eksempel turbiditet, TSS, transmisjon og totale koliforme bakterier. Et eksempel på den oppnådde kvalitetsforbedringen av TSS er illustrert Figur 7-10. Figuren viser en reduksjon i TSS-innhold etter de ulike rensesessene.

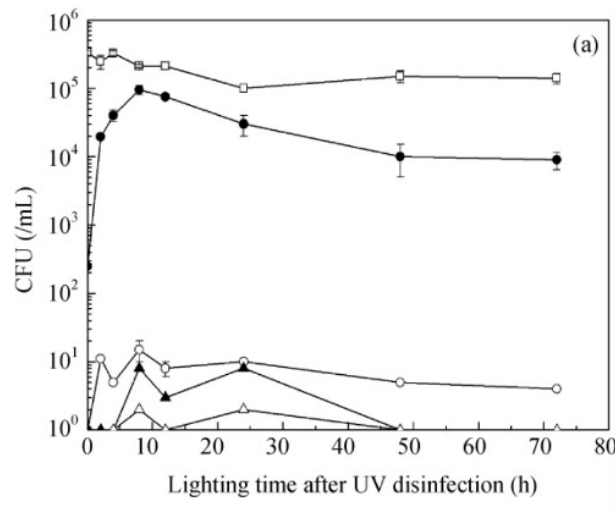


Figur 7-10. Effekt av klargjøring og filtrering på TSS i den sekundære vannprøven (II). Tatt fra [143].

7.1.7 Effekt av fotoreaktivering og mørkereparasjon etter UV-bestråling

Fotoreaktivering og mørkereparasjon er to reparasjonsmekanismer som kan redusere effektiviteten av UV-bestråling som desinfeksjonsmetode [156], [161], [162], da de begge innehar potensialet til å øke overlevelsessevnen til bakterier etter UV-bestråling med flere \log_{10} enheter [162], [154, p. 17], [163]. I en studie utført av Guo et al. [312] ble vekst- og reparasjonspotensialet til *E. coli* undersøkt for å vurdere effekten av fotoreaktivering og mørkereparasjon. UV-bestråling ble utført med en lavtrykks UV-lampe, og metodikken kollimert stråle som testoppsett. Vannprøver ble i studien samlet inn fra sekundært og tertiært avløp fra et biologisk avløpsrensaneanlegg i Beijing, Kina. Lyskilden for fotoreaktiveringsforsøkene var en 40 W fluorescerende lampe, mens mørke omgivelser for mørkereparasjonsprosessen ble oppnådd gjennom å dekke den UV-bestrålte vannprøven til med sølvpapir. Inkubasjonstiden for både fotoreaktivering- og mørkereparasjonsforsøkene var 72 timer.

Figur 7-11 viser oppnådd fotoreaktiveringseffekt for *E. coli*-prøver etter bestråling med UV-doser på henholdsvis 0, 5, 20, 40 og 80 mJ/cm^2 .



Figur 7-11. Fotoreaktiveringspotensial for *E. coli*: □ ingen desinfeksjon; ● 5 mJ/cm²; ○ 20 mJ/cm²; ▲ 40 mJ/cm²; △ 80 mJ/cm²). Tatt fra [312].

Resultatene viste en umiddelbar økning i celleantall etter eksponering for fotoreaktiverende lys, men at økningen var avhengig av størrelsesorden på UV-dosen som prøvene ble bestrålt med [312]. Figuren viser at en dose på 5 mJ/cm² økte antallet aktive *E. coli*-celler per milliliter vannprøve, og at fotoreaktiveringsprosessen oppnådde en maksimal verdi på nesten 10⁵ CFU/ml (kolonidannende enheter/ml) etter 8 timer [312]. Prøvene bestrålt med UV-doser høyere enn 5 mJ/cm² indikerte derimot ubetydelig fotoreaktivering da celleantallet holdt seg relativt stabilt rundt deteksjonsgrensen i løpet av de 72 timene inkubasjonen foregikk [312]. Fotoreaktiveringsprosenten til *E. coli* er oppsummert i Tabell 7-13.

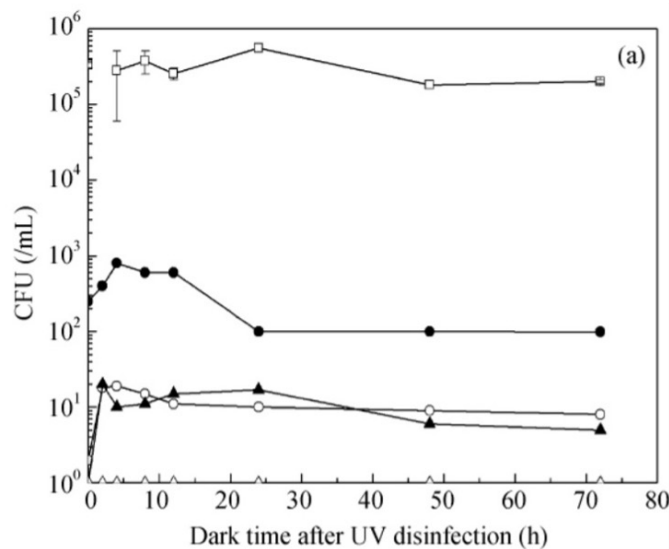
Tabell 7-13. Fotoreaktiveringsprosent til *E. coli* under forskjellige lysinkubasjonsbetingelser. Tatt fra [312].

UV-dose (mJ/cm ²)	Lyseksposering (timer)				
	2	4	8	12	24
5	5.87	12.05	28.73	22.67	9.02
20	3.03x10 ⁻³	1.21x10 ⁻³	4.24x10 ⁻³	2.12x10 ⁻³	2.73x10 ⁻³
40	0	0	2.12x10 ⁻³	6.06x10 ⁻⁴	2.12x10 ⁻³
80	0	3.03x10 ⁻⁴	6.06x10 ⁻⁴	3.03x10 ⁻⁴	6.06x10 ⁻⁴

Tabellen viser at det høyeste fotoreaktiveringspotensialet ble observert ved den laveste UV-dosen (5 mJ/cm²), og at maksimal fotoreaktivering da var på 28.73% etter lyseksposering i 8 timer. Høyere UV-doser førte til et lavere maksimalnivå av fotoreaktivering, samt at det krevdes lengre eksponeringstider for å oppnå dette [312]. Dette blir det kommentert i studien at er en indikasjon på at høyere UV-doser medfører større skader, og som det trengs lengre tid for å reparere [312]. Dette skyldes at hver mikroorganisme kun har ca. 20 fotolyase-enzymmer som hver seg kan reparere ca. 5 dimere per minutt [348], og dermed kan bakterieantallet etter reparasjon aldri nå den opprinnelige konsentrasjonen av bakterier før UV-bestråling [312]. Noe som det i studien [312] påpekes

innebærer at fullstendig reparasjon ikke vil være mulig, da noen irreversible celledskader alltid vil oppstå ved UV-bestråling.

Figur 7-12 viser resultatene av mørkereparasjonsforsøkene som ble utført i studien.



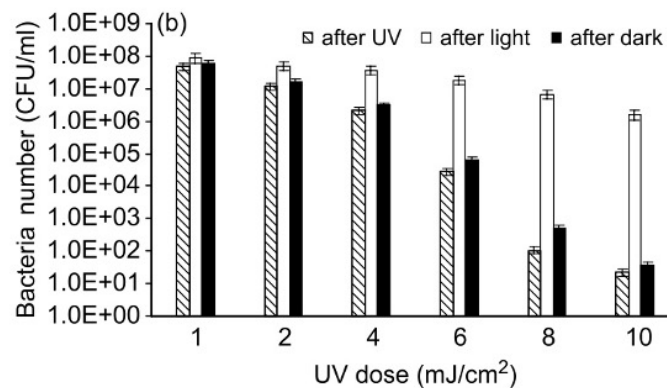
Figur 7-12. Mørkereparasjonspotensial for *E. coli*: □ ingen desinfeksjon; ● 5 MJ/cm²; ○ 20 MJ/cm²; ▲ 40 MJ/cm²; △ 80 MJ/cm². Tatt fra [312].

Resultatene viste at *E. coli* har mørkereparasjonspotensial, men at også dette avhenger av hvor stor UV-dose prøvene blir utsatt for. Etter bestråling med en dose på 5 MJ/cm² økte bakterieantallet fra 2×10² CFU/ml til 10³ CFU/ml etter 4 timers inkubasjon i mørket [312]. Bestråling med høyere doser ga derimot mindre mørkereparasjon, og sluttkonsentrasjonen av *E. coli* var lavere [312].

Det kommenteres i studien [312] at mørkereparasjon, sammenlignet med fotoreaktivering, er en mindre viktig reparasjonsmekanisme da resultatene viste at nivåene av mørkereparasjon ikke var signifikante. Disse resultatene samsvarer med funn i andre flere andre studier, blant annet Liltved og Landfald [349], Hu et al. [350] og Oguma et al. [351]. Det påpekes imidlertid av Guo et al. [312] at man ikke bør undervurdere denne formen for reparasjon, da tiden i forbindelse med oppbevaring og transport av UV-behandlet avløpsvann frem til resipient/sluttbruker allikevel vil kunne utgjøre en potensiell risiko for mørkereparasjon. Det konkluderes derfor i studien [312] med at både fotoreaktivering og mørkereparasjon innehar potensialet til å svekke effektiviteten av UV som desinfeksjonsmetode, noe som vil kunne medføre en sikkerhetsrisiko som det vil være nødvendig å evaluere og ta hensyn til for å sikre trygg gjenbruk av avløpsvann. Det har også vist seg at evnen til fotoreaktivering og mørkereparasjon kan variere betydelig for forskjellige stammer av *E. coli*. I en studie utført av Quek og Hu [161] ble evnen til fotoreaktivering og mørkereparasjon for ulike stammer av *E. coli* etter gjennomgått UV-bestråling med lav (LP)- og middeltrykk (MP) lamper kartlagt. Resultatene viste at log-reparasjon ved fotoreaktivering kunne variere fra 10 til 85%, med en litt lavere reparasjonsprosent ved bruk av MP-lampe [161]. I forbindelse med mørkereparasjon varierte reparasjonsprosenten fra 13-28% etter UV-desinfeksjon med LP-lampe [161]. I en annen studie angående fotoreaktivering og mørkereparasjon av *E. coli* utført av Li et al. [156], rapporteres

det at for UV-bestråling med en lavtrykks lampe og UV-dose $8.69 \pm 0.50 \text{ mJ/cm}^2$ (3-log inaktivering) var prosentandel fotoreaktivering på 34% etter en reaktiveringstid på 8 timer. Etter bestråling med UV-dose $13.03 \pm 0.75 \text{ mJ/cm}^2$ (4.5-log inaktivering) var derimot prosentandelen ca. 8.5% [156]. I forhold til mørkereparasjon var den maksimale reparasjonsprosenten 0.29% for 3-log inaktivering med UV-dose $8.69 \pm 0.50 \text{ mJ/cm}^2$ etter 8 timer, noe som samsvarer med resultater oppnådd av Guo et al. [312] For 4.5-log inaktivering med UV-dose $13.03 \pm 0.75 \text{ mJ/cm}^2$ var reparasjonsprosenten ca. 0.0025% etter 8 timer.

Hu et al. [350] har også undersøkt reparasjonsegenskapene til *E. coli* etter UV-desinfeksjon med lavtrykks (LP) UV-lampe. I denne studien ble fotoreaktiveringsforsøk gjennomført ved å plassere prøvene under et 20 W lysrør etter UV-behandling [350]. I forbindelse med undersøkelsene av mørkereparasjon ble prøvene pakket inn i aluminiumsfolie etter UV-behandling [350]. Forsøkene foregikk over fire timer, og det ble utført prøveuttak hver time. Forsøkene ble utført ved romtemperatur [350]. Figur 7-13 viser reparasjonsresultatene etter fire timer under lyse og mørke omgivelser.

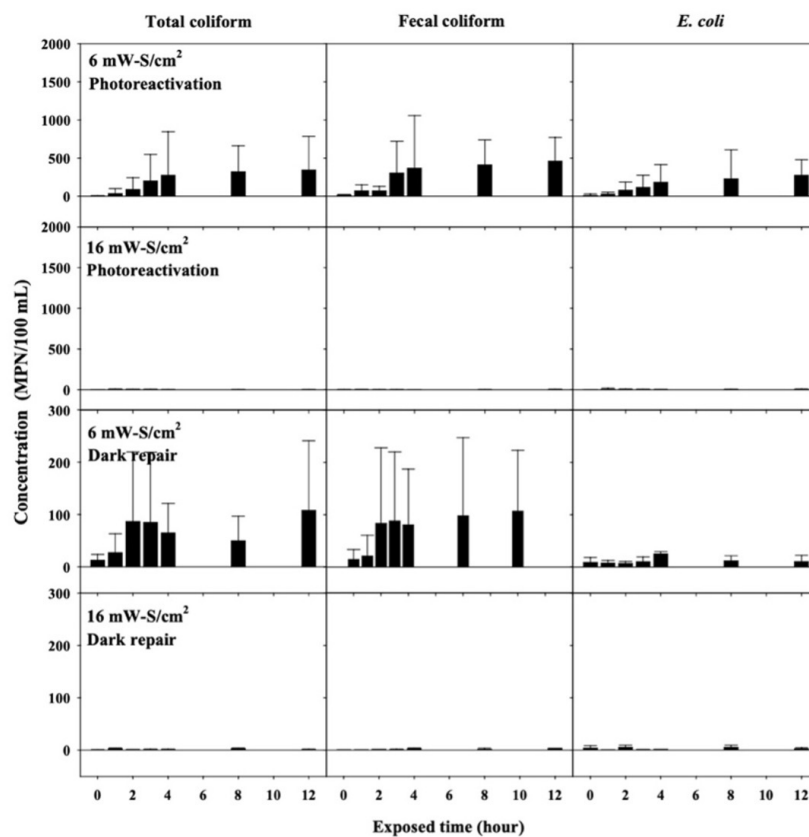


Figur 7-13. Antall bakterier etter UV-bestråling og reparasjon. Stiplet, hvitt og sort stolpediagram er henholdsvis antall bakterier etter UV-bestråling, eksponering for fotoreaktiverende lys og fravær av lys. Tatt fra [350].

Resultatene viste at etter gjennomgått UV-behandling økte reparasjon under eksponering for fotoreaktiverende lys raskt. Det kommenteres i studien at reparasjonen nådde et maksimalt nivå etter ca. 2-3 timer før den deretter flatet ut [350], og at ved høye UV-doser var nødvendig reparasjonstid lengre enn for lave doser. Dette skyldes at høye UV-doser gir større DNA-skader [350]. Undersøkelsene viste også at nivåene av fotoreaktivering ikke nådde opprinnelig konsentrasjon av bakterier før UV-bestråling [350]. Antall bakterier under lysreparasjon avtok lineært med økt UV-dose [350]. Dette kommenteres det i studien med at er en indikasjon på at det har oppstått irreversible skader under UV-behandling, og at fullstendig reparasjon dermed ikke kan oppstå [350]. I forhold til mørkereparasjon viste resultatene i Figur 7-13 at bakterietallet ikke økte mer enn i underkant av 1 log₁₀ enheter [350], noe som samsvarer med resultater oppnådd av Zimmer og Slawson [352] hvor prøver utsatt for UV-behandling med lavtrykkslampe viste en umiddelbar økning i reparasjon etter å ha blitt utsatt for fotoreaktiverende lys, men at prøvene oppbevart i mørke omgivelser viste begrenset eller ingen tegn til reparasjon. I henhold til Zimmer og Slawson [352] skyldes dette nødvendigheten av flere enzymer for å reparere UV-skader i mørket. Denne prosessen

krever energi, for eksempel i form av lys [352]. Derfor er det kun noen få bakterier som blir reparert i mørkereparasjonsprosessen [350].

I en studie utført av Yoon et al. [287] med hensikt å undersøke reparasjon av mikroorganismer i forbindelse med UV-desinfeksjon av rensed avløpsvann, kommenteres det at fotoreaktivering kan være et potensielt problem i forbindelse med gjenbruk av UV-behandlet avløpsvann til landbruksvanning. Det ble i studien utført forsøk for å kartlegge fotoreaktivering og mørkereparasjon i forbindelse med tre bakteriegrupper, henholdsvis totale koliforme (TC) og fekale koliforme (FC) bakterier, samt *E. coli* [287]. Vannprøvene i studien hadde en gjennomsnittlig konsentrasjon på 5.9 mg/l BOF og 3.4 mg/l suspendert stoff (SS) [287]. Det gjennomsnittlige antallet koliforme bakterier var i prøvene på 1.5×10^4 MPN/100 ml [287]. Figur 7-14 viser resultatene av fotoreaktivering og mørkereparasjon etter UV-bestråling med doser på 6 og 16 mJ/cm².



Figur 7-14. Fotoreaktivering og mørkereparasjon for totale koliforme bakterier, fekale koliforme bakterier og *E. coli* bestrålt med ulike UV-doser. Tatt fra [287].

Resultatene fra Figur 7-14 er i Tabell 7-14 omgjort til prosentvis fotoreaktivering og mørkereparasjon.

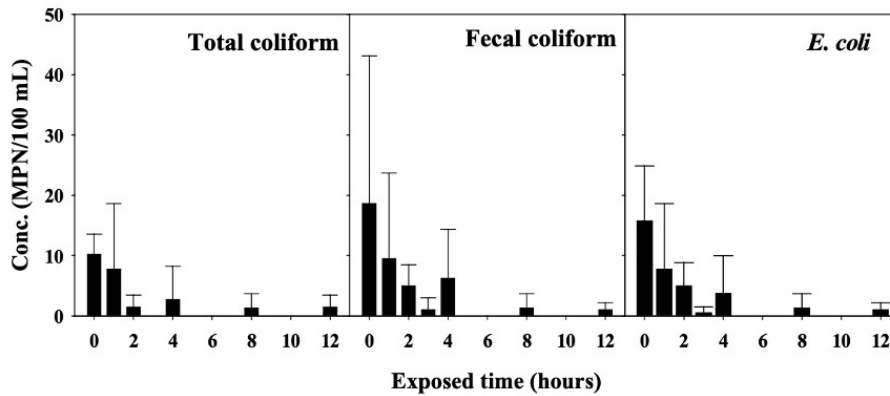
Tabell 7-14. Fotoreaktivering og mørkereparasjon i prosent for TC, FC og *E. coli* bestrålt med UV-doser på 6 og 16 mJ/cm². Tatt fra [287].

Ekspone- ringstid (timer)	TC reparasjon, (%)				FC reparasjon, (%)				<i>E. coli</i> reparasjon, (%)			
	Foto		Mørke		Foto		Mørke		Foto		Mørke	
	UV6	UV16	UV6	UV16	UV6	UV16	UV6	UV16	UV6	UV16	UV6	UV16
1	0.67	0.02	0.15	0.01	0.24	0.02	0.12	0.00	0.54	0.08	0.01	0.00
2	1.45	0.01	1.16	0.00	0.96	0.03	0.96	0.01	0.55	0.04	0.05	0.01
3	4.30	0.02	1.10	0.00	1.40	0.03	0.97	0.01	2.86	0.04	0.13	0.05
4	4.78	0.01	0.59	0.00	2.25	0.03	0.34	0.03	3.49	0.06	0.11	0.02
8	5.64	0.05	0.36	0.01	4.02	0.03	1.17	0.01	3.95	0.09	0.07	0.02
12	5.80	0.01	1.37	0.00	3.58	0.07	1.47	0.04	4.43	-0.01	0.09	0.01

Resultatene i Tabell 7-14 viser at det inntreffer reparasjon i vannprøvene bestrålt med UV-dose på 6 mJ/cm² [287]. Den prosentvise reaktiveringen var i området 0.2-5.8% for fotoreaktivering, og 0.01-1.47% for mørkereparasjon [287]. I forbindelse med mørkereparasjon økte den opprinnelige konsentrasjonen på 10-30 MPN/100 ml til et gjennomsnittlig nivå på 100 MPN/100 ml på 12 timer [287]. Dette kommenteres det i studien at er en indikasjon på at noen av de mikroorganismene som har blitt skadet under UV-bestråling kan oppnå reparasjon over tid [287]. Effekten av fotoreaktivering var mer markant enn for mørkereparasjon. Konsentrasjonene av mikroorganismer økte opp til 500 MPN/100 ml, noe som var fem ganger så mye enn for mørkereparasjon [287]. Flesteparten av reparasjonene foregikk i løpet av de 3-4 første timene [287]. I forhold til UV-bestråling med dose på 16 mJ/cm² var effekten av fotoreaktivering og mørkereparasjon ikke signifikant [287], noe som tydelig kan ses i Figur 7-14.

Resultatene i Tabell 7-14 viser at fotoreaktivering av *E. coli* avtar med økende UV-dose, noe som også er rapportert i en studie av Kelner [353]. Forskning utført av Harris et al. [333] har vist at det kreves en UV-dose på ca. 7.5 mJ/cm² for å oppnå 90% inaktivering av *E. coli* når det tas hensyn til fotoreaktivering, mens undersøkelser utført av Kashimada et al. [354] har vist at det for FC er nødvendig med en UV-dose på 24 mJ/cm² for det samme. Til sammenligning viste resultatene i studien til Yoon et al. [287] at UV-bestråling med doser på 6 og 16 mJ/cm² gir henholdsvis 95-99.5% og 99.0-99.8% fjerning av indikatormikroorganismene når effekten av fotoreaktivering og mørkereparasjon inkluderes [287]. Det kommenteres derfor av Yoon et al. i sin studie [287] at en tilstrekkelig UV-dose effektivt vil kunne hindre UV-reparasjon.

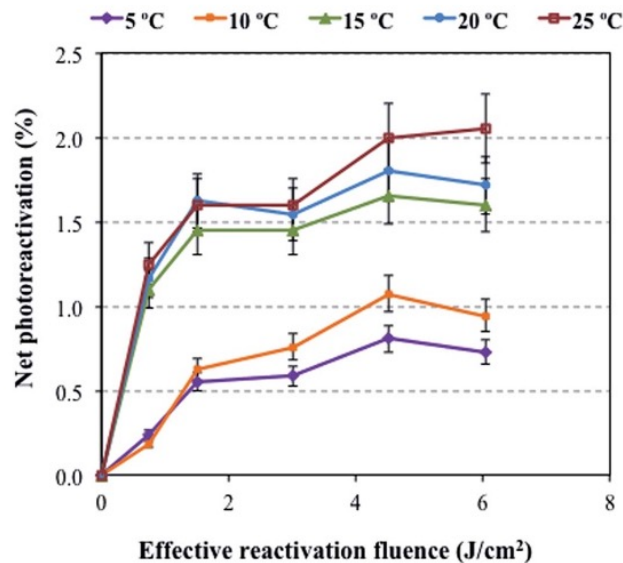
I den samme studien [287] ble også effekten ved eksponering mot sollys undersøkt. Det kommenteres av Yoon et al. [287] at sollys består av lys med ulike bølgelengder, blant annet synlig lys i området 330-480 nm og UV-lys med bølgelengde 254 nm, som kan føre til både fotoreaktivering og inaktivering. Figur 7-15 viser endringer i konsentrasjon av TC, FC og *E. coli* i avløpsvannsprøver bestrålt med en UV-dose på 6 mJ/cm² når de blir utsatt for sollysekspone-
ring.



Figur 7-15. Endringer i konsentrasjon av mikroorganismer ved sollyseksponering. Tatt fra [287].

Resultatene viste at ved sollyseksponering avtok konsentrasjonen av alle tre mikroorganismer med økende eksponeringstid [287]. Figur 7-15 viser at konsentrasjon av TC, FC og *E. coli* etter UV-bestråling ved eksponeringstid 0 var i området 10-20 MPN/100 ml, og at denne innen 4 timer hadde sunket til mindre enn 2 MPN/100 ml [287]. Hensikten med å gjøre dette forsøket var i henhold til av Yoon et al [287] å undersøke om eksponering mot sollys etter UV-behandling vil kunne være med å forårsake en ytterligere inaktivering, og ikke fotoreaktivering. Det viste seg også at avløpsvannprøver uten gjennomgått UV-bestråling reduserte sin konsentrasjon av totale koliforme bakterier fra ca. 5000 MPN/100 ml til mindre enn 30 MPN/100 ml etter sollyseksponering i 12 timer [287]. Det kommenteres i studien at resultatene er oppmuntrende for gjenbruk av rensset avløpsvann som vanningsvann i landbruket [287], og det konkluderes med at en UV-dose på ca. 30 MJ/cm² ser ut til å være tilstrekkelig for landbruksvanning når effekten av UV-reparasjon tas med i betraktningen [287].

I en studie utført av Shafaei et al. [165] ble effekten av temperatur på fotoreaktivering under utendørsforhold og naturlig sollys undersøkt for koliforme bakterier. Figur 7-16 viser netto fotoreaktivering av totale koliforme bakterier ved temperaturer i området 5-25°C. I studien er konseptet «*Effective reactivation fluence*» (ERF) benyttet for å oppnå et direkte sammenligningsgrunnlag slik at det skal være mulig å kunne evaluere og normalisere resultater fra ulike lyskilder [165].

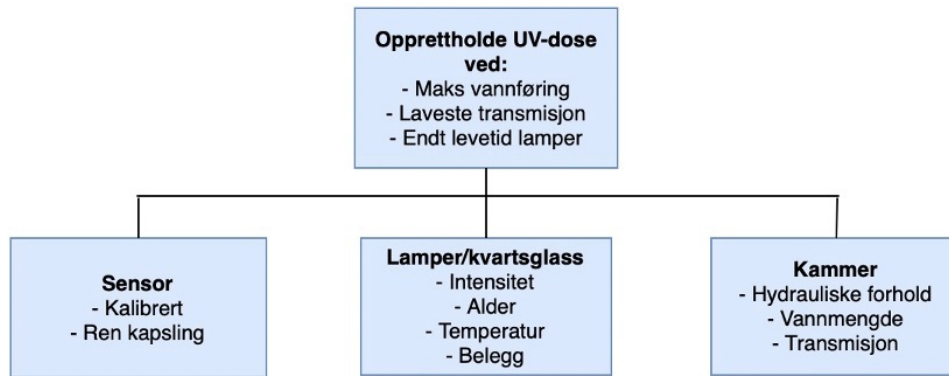


Figur 7-16. Netto fotoreaktivering av totale koliforme bakterier ved forskjellige temperaturer under eksponering for naturlig sollys etter bestråling med UV-dose på 23 mJ/cm². Tatt fra [165].

Resultatene viste at fotoreaktivering av totale koliforme bakterier, gitt som prosentandel i figuren, øker når temperaturen stiger. En temperatur på 5°C ga en fotoreaktivering på 0.6%, mens den var ca. 2% ved 25°C [165]. Det kan ses i figuren at netto fotoreaktivering øker fra 1 til 1.5% når temperaturen stiger fra 10°C til 15°C [165]. I studien [165] forklares dette med at høyere temperaturer gjør bakteriell reaktivering lettere, og dermed forlenges fotoreaktiveringsprosessen. Temperaturene mellom 15 og 25°C ligger i tillegg nær de optimale veksttemperaturene til *E. coli*, mellom 23-37°C, noe som bidrar til økt bakteriell fotoreaktivering [165]. Det var ingen signifikant endring i fotoreaktivering over 15°C ved økende temperaturer [165]. Dette samsvarer med resultater oppnådd i studien til Salcedo et al. [153] hvor fotoreaktivering av totale koliforme bakterier i temperaturer mellom 20 og 30°C under innendørsforhold ble undersøkt. Et annet viktig funn i denne studien til Shafaei et al. [165] var at prosentandelen fotoreaktivering av bakterier i behandlet kommunalt avløpsvann med en UV-dose på 25 mJ/cm² etter eksponering i sollys i fire timer var mindre enn 5% [165]. Potensialet for fotoreaktivering ved eksponering for sollys etter UV-behandling kommenteres også her som en ulempe ved UV-bestråling som desinfeksjonsmetode da det vil kunne føre til økte mikrobielle konsentrasjoner i avløpsvann [127].

7.1.8 Forhold som påvirker drift og effektivitet av UV-anlegg

Inaktiveringseffektiviteten til UV som desinfeksjonsmetode er avhengig av flere ulike forhold [15, p. 164]. En oversikt over disse er utarbeidet av Thorsen [355] og illustrert i Figur 7-17.



Figur 7-17. Forhold som påvirker drift/effektivitet av et UV-anlegg. Tatt fra [355].

Det er viktig at tiltenkt UV-dose blir opprettholdt gjennom hele driftstiden, og i henhold til Andersen et al. [344] og Eikebrokk [356] må UV-anlegget derfor dimensjoneres, utformes og driftes på en slik måte at selv om vannet er på sitt dårligste, så vil anlegget fortsatt fungere tilfredsstillende. Nødvendig UV-dose skal kunne opprettholdes innenfor dimensjonerende verdier for vannføring, vannkvalitet (UV-transmisjon), levetid på UV-lampene og beleggdannelse [356] [355]. Det må dimensjoneres for maksimal vannføring gjennom anlegget [357, p. 75], og utforming av UV-reaktorer må dekke de forventede variasjonsområdene for UV-transmisjon og vannføring [357, p. 12].

UV-sensorene må være kalibrerte for at de skal fungere optimalt, og da de kan påvirkes av blant annet beleggdannelse, drift og aldring [357, p. 72], må de kontrolleres og kalibreres mot en ekstern referansesensor for å sikre at de fungerer og gir riktige signaler [344], [357, pp. 13, 102]. I henhold til Wright et al. [358] vil plassering av UV-sensorene i stor grad kunne påvirke måleresultatet, og plassering bør derfor være på det stedet i kammeret hvor intensiteten er lavest [344], [357, p. 42], [359]. Strømningsbilde, doseleveranse og intensitetsmåling kan bli påvirket dersom innkapslingen av UV-sensoren ikke er tilstrekkelig ren [357, p. 72].

Strålingsintensiteten til UV-lampene vil avta med alder [344], [357, p. 46], [356], og aldringen vil påvirkes av henholdsvis driftstid, antall av/på sykluser, energitilførsel, vanntemperatur og varmeoverføring fra lampene [357, p. 101], [356]. I forhold til vanntemperatur er lampenes virkning bare garantert ned til en temperatur på 5°C [357, p. 23]. Temperaturer lavere enn dette vil for eksempel kunne føre til en reduksjon i levetid, beleggdannelse og hydraulisk trykktap [357, p. 23]. Lampenes effektivitet vil også påvirkes av beleggdannelse og strømkvalitet [357, p. 46].

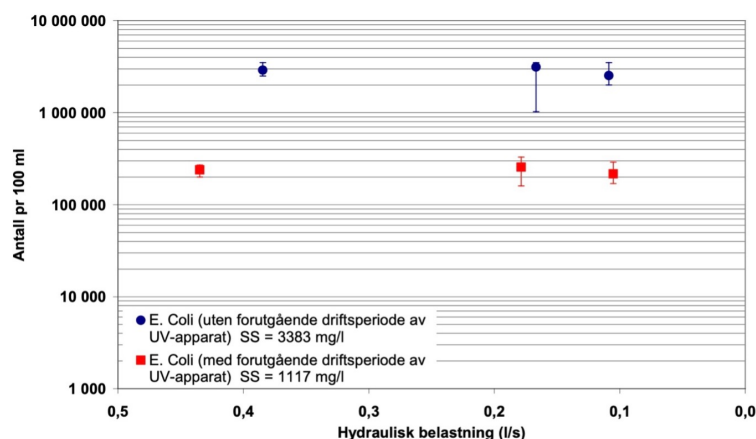
Oppholdstid, oppholdstidsfordeling, trykktap og UV-dose i bestrålingskammeret vil være avhengig av vannføring, samt kammerets volum og utforming [357, p. 36]. Hydrauliske forhold som vil kunne påvirke er blant annet trykktap, trykkvariasjoner, undertrykk og trykkstøt [357, p. 90].

Det eksisterer, i tillegg til faktorene vist i Figur 7-17, også andre forhold som vil kunne påvirke effektiviteten av et UV-anlegg. Eksempler er i henhold til Eikebrokk [360, pp. 21-22], [356]:

- Svikt i strømforsyning
- Komponentsvikt

- Svikt i beleggkontroll, vaskesystemer og mekaniske viskesystemer
- Svikt i driftskontroll og vedlikeholdsrutiner
- Svikt i kalibreringsrutiner for UV-sensor
- Lekkasje i UV-sensorer som fører til signalfeil
- Manglende kontroll og tilsyn av UV-anlegg og UV-sensorer
- Svikt i forutgående vannbehandling som fører til stopp i UV-desinfeksjon
- Underdimensjonerte anlegg

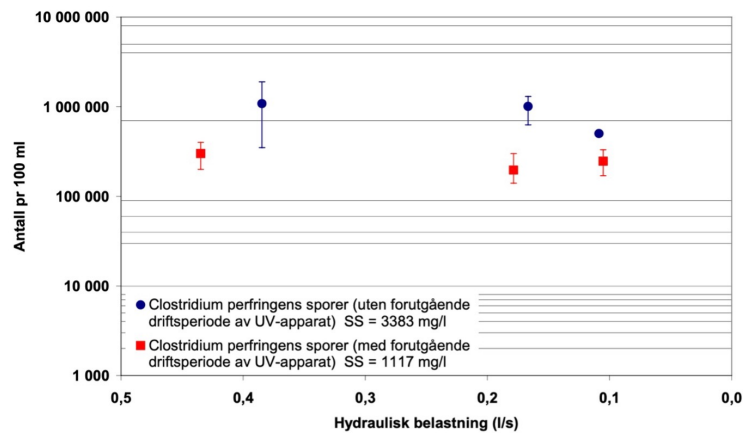
Slamflukt vil kunne føre til at UV-anlegg ikke fungerer slik det skal [361]. Slamflukt er i henhold til Norsk Vann [362] definert som «uønsket avgang av slam fra slamavskillingsenhet, forårsaket av høy hydraulisk belastning eller slamsvelling». Slamsvelling innebærer en utvikling av voluminøst slam med dårlige sedimenterings- og fortykningsegenskaper [363]. I en studie utført av Rawcliffe og Paulsrud [307] ble det undersøkt hvilken effekt slamflukt har på behandlingseffektivitet i forbindelse med UV-desinfeksjon, og det viste seg at effekten av UV-bestråling er sensitiv ovenfor både slamflukt og innhold av suspendert stoff. Slamflukt ble simulert ved å tilsette aktivslam i avløpsvann som hadde gjennomgått biologisk-kjemisk rensing [307]. Forsøkene ble analysert ovenfor både antall *E. coli* og *Clostridium perfringens* sporer [307]. Forsøkene ble utført i to omganger, hvor vannprøvene i første og andre forsøk hadde et innhold av suspendert stoff på henholdsvis ca. 3000 og 1000 mg SS/l [307]. De oppnådde resultatene for *E. coli* er vist i Figur 7-18.



Figur 7-18. Nivåer av *E. coli* etter UV-behandling i forsøk med slamflukt. Tatt fra [307].

Resultatene viste at antallet *E. coli* i prøvene etter gjennomgått UV-bestråling forholdt seg relativt konstant uansett hydraulisk belastning i forsøksanlegget [307]. I første testomgang var det ca. 3.911.000 og 2.855.000 *E. coli*/100 ml i henholdsvis innløpet til UV-lampen og utløpsprøvene, mens antallet *E. coli* ble redusert fra ca. 316.000 til 237.000 i den andre testomgangen [307]. Dette tilsvarer en reduksjon på henholdsvis ca. 27 og 25%, noe som det kommenteres i studien tyder på at ved slamflukt så vil reduksjonen i antall *E. coli* være dårlig [307]. Det at reduksjonen var tilnærmet lik, selv om det var en forskjell i suspendert stoff på omkring 2000 mg/l, tydet ifølge Rawcliffe og Paulsrud på at en reduksjon i antallet *E. coli* i betydelig grad også ville reduseres ved tilfeller hvor det inntreffer utslipp med lavere nivåer av suspendert stoff [307].

I forhold til *Clostridium perfringens* sporer viste det seg at det var noe større variasjon i resultatene, som er illustrert i Figur 7-19.



Figur 7-19. Nivåer av *Clostridium perfringens* sporer etter UV-behandling i forsøk med slamflukt. Tatt fra [307].

Reduksjonen var i disse forsøkene på 16% i testomgang 1 og uendret i testomgang 2 [307], noe som tydet på at desinfisering i forhold til *Clostridium perfringens* sporer i tilfeller med slamflukt vil fungere svært dårlig [307].

7.1.9 Gjenbruk av avløpsvann i et bærekraftperspektiv

Verdens ferskvannsressurser er i dag truet av blant annet økt befolkningsvekst, økt matetterspørsel, økonomisk utvikling, endringer i forbruksmønstre, forurensning og klimaendringer [291], [15, p. 650], [205]. Dette har ført til at vannmangel og tørkeperioder ikke lenger er forbeholdt kun tørre og halvtørre regioner [291], det har også blitt et stadig økende problem iblant annet Europa [212], [213], [21], [24], [22]. Tysklands tidligere forbundskansler Angela Merkel uttalte i 2000 at «globalisation means that we all live in one world. Environmental pollution, resource consumption, and population growth will affect us all more and more in the future» [301]. I henhold til Helmecke et al. [301] kan dette utspillet i dag ses på som opptakten til dagens pågående utfordringer knyttet til global endring. Det ble derfor i 2015 vedtatt en felles arbeidsplan av alle FNs medlemsland for å møte disse utfordringene [301], [364]. Handlingsplanen, kalt «Agenda 2030» [365], har til hensikt å utrydde fattigdom, bekjempe ulikhet og stoppe klimaendringene innen 2030 [364]. Handlingsplanen består av 17 bærekraftsmål som er illustrert i Figur 7-20.



Figur 7-20. FNs 17 bærekraftsmål. Tatt fra [364].

Bærekraftig utvikling er i henhold Brundtlandkommisjonens rapport «Vår felles framtid» utgitt i 1987 definert som «en utvikling som imøtekommer dagens behov uten å ødelegge mulighetene for at kommende generasjoner skal få dekket sine behov» [366]. Vann regnes som verdens mest kritiske og viktigste ressurs [367], og er i global sammenheng et knapphetsgode [368]. FN har derfor gjennom 2030-agendaen oppfordret til en verdensomspennende vanngjennbruchspraksis som et grunnleggende verktøy for å kunne oppnå bærekraftsmålene [291]. Bærekraftsmål 6 har direkte fokus på vannaspekter, og har til hensikt å sikre bærekraftig vannforvaltning, tilgang til vann og gode sanitærforhold for alle [369]. Delmål 6.3 tar for seg å i vesentlig grad øke gjenvinning og trygg gjennbruk av vann på verdensbasis [369]. Vanngjennbruk kan også ses i sammenheng med flere av FNs bærekraftsmål, blant annet mål 1, 2, 13 og 15 som omhandler henholdsvis å utrydde fattigdom, utrydde sult, stoppe klimaendringene og fremme liv på land [301].

Gjenbruk av rensset avløpsvann er identifisert som et viktig element i strategien for bærekraftig bruk av begrensede ferskvannsressurser [278], [29], [15, pp. 411, 652], [30], [208], [209], [300], [304], og som et svar på utfordringene i forbindelse med vannmangel og tørke [301], [208]. Vannmangel innen landbruksproduksjon vil for eksempel kunne ha betydelige sosioøkonomiske innvirkninger [301], og medføre store konsekvenser for blant annet matproduksjon, matsikkerhet og matberedskap [301]. I henhold til FN [28] står landbruk for over 70% av verdens forbruk av ferskvann, men det er også i den næringen hvor gjenbruk av rensset avløpsvann er mest utbredt, da i form av landbruksvanning [291], [215, p. 24]. Tabell 7-15, utarbeidet av Leonel et al. [291], viser en sammenstilling av prosentandel produsert avløpsvann benyttet til landbruksvanning i forskjellige land.

Tabell 7-15. Prosentandel produsert avløpsvann gjenbrukt til landbruksvanning. Tatt fra [291].

Land	Andel produsert avløpsvann brukt til landbruksvanning	Rapporteringsår
Algerie	1.2	2012
Australia	14.0	2010
Brasil	0.1	2008
Kina	2.7	2012
Egypt	4.1	2011
Frankrike	0.1	2014
Hellas	1.1	2010
Iran	9.3	2010
Irak	0.9	2012
Israel	86.0	2016
Japan	7.0	2017
Kuwait	63.0	2016
Libanon	1.0	2011
Marokko	2.0	2010
Mexico	5.4	2010
Peru	11.5	2011
Pakistan	44.0	2006
Sør-Afrika	0.2	2009
Spania	22.0	2018
Saudi-Arabia	34.6	2010
Senegal	3.0	2010
Tunisia	25.0	2008
Storbritannia	0.1	2009
USA:		
California	46.0	2012
Florida	44.0	2012

Tabellen illustrerer at det er i henholdsvis Israel, de amerikanske delstatene California og Florida, Kuwait, Pakistan, Saudi-Arabia, Tunisia, Spania, Australia og Peru at gjenvunnet avløpsvann til landbruksvanning er mest utbredt. Israel skiller seg spesielt ut med en andel på 86%, noe som skyldes at gjenvinning av avløpsvann er en særegen komponent i landets strategi for opprettholdelse av landbruk [291], samt kampen for å overvinne vannmangel i tørre regioner [291]. Det påpekes imidlertid av Leonel et al. [291] at antall land med tilgjengelig informasjon er begrenset. I noen av tilfellene hvor det faktisk eksisterer informasjon gjør myndighetene det vanskelig å få tilgang [291], noe som ifølge [291] kan skyldes økonomiske konsekvenser for avlingseksporten på grunn av internasjonale bekymringer angående blant annet mattrygghet [291]. Til tross for en slik bekymring var det ifølge FN [370] i 2017 minst 50 land som benyttet gjenvunnet avløpsvann til landbruksvanning, noe som samlet tilsvarer ca. 10% av verdens landbruksarealer [370].

I henhold til Voulvoulis [371] vil en overgang til en sirkulær økonomi kunne skape betydelige synergier for omfattende gjenbruk av avløpsvann. Sirkulær økonomi er beskrevet av Europaparlamentet [372] som «en modell for produksjon og forbruk som innebærer deling, leasing, gjenbruk, reparasjon, oppussing og resirkulering av eksisterende materialer og produkter så lenge

som mulig» [372]. Hensikten med en slik modell er ifølge Miljødirektoratet [373] å utnytte naturressurser og produkter på en så effektiv og langsiktig måte som mulig i et kretsløp [373], slik at minst mulig naturressurser går tapt [373]. I et sirkulært økonomisk perspektiv vil derfor gjenbruk av avløpsvann kunne være en strategi for å bevare verdens ferskvannsressurser [371].

7.2 Laboratorieresultater

7.2.1 Vannkarakteristikk

Analyseresultatene presentert i Tabell 7-16 er mottatt fra Groos og Saulekilen renseanlegg. Opplysningene av avløpsvannkarakteristikker som ble mottatt fra renseanleggene ligger vedlagt som Vedlegg C i medfølgende zip-fil merket *Vedlegg*. Data for vannkarakteristikk fra Saulekilen renseanlegg er begrenset til kun ortofosfat.

Tabell 7-16. Gjennomsnittlige avløpsvannkarakteristikker for Groos og Saulekilen renseanlegg.

Parameter, mg/l	Groos		Saulekilen	
	Inn	Ut	Inn	Ut
Fosfor (tot-P)	10,3	0,7	-	-
Kjemisk oksygenforbruk (KOF)	760,7	72,2	-	-
Ortofosfat (orto-P)	3,6	0,09	14,6	0,3

7.2.2 Analyse av fysiske og kjemiske parametre i utløpsvann fra Groos og Saulekilen renseanlegg

Tabell 7-17 oppsummerer de fysiske- og kjemiske parameterne til utløpsvannet fra både Groos og Saulekilen renseanlegg. Det er kun gjennomsnittlige verdier som er presentert i tabellen.

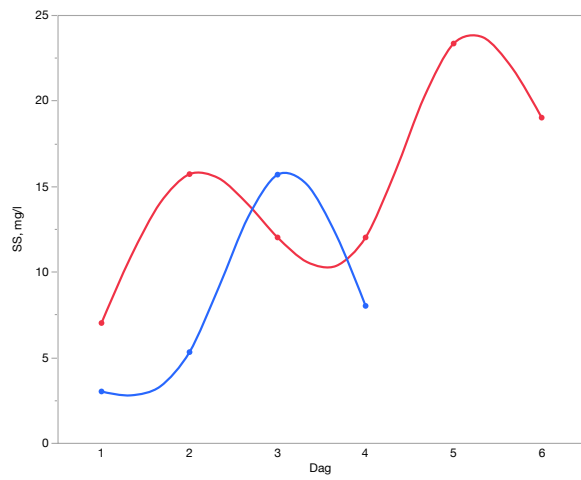
Tabell 7-17. Oversikt over de gjennomsnittlige fysisk-kjemiske karakteristikkene, (n=6 og n=4 for henholdsvis Groos og Saulekilen).

Parameter	Groos			Saulekilen		
	Min	Gjennomsnitt	Maks	Min	Gjennomsnitt	Maks
Turbiditet, FTU	3,1	7,0	12,8	4,04	9,0	18,7
SS, mg/l	7,0	14,8	23,3	3,0	8,0	15,7
Fargetall, mg Pt/l	74,0	120,2	134,0	43,0	111,3	276
Ledningsevne, $\mu\text{S}/\text{cm}$	602,0	690,7	735,0	849,0	1069,3	1304,0
pH	6,5	6,9	7,8	5,8	6,4	7,0

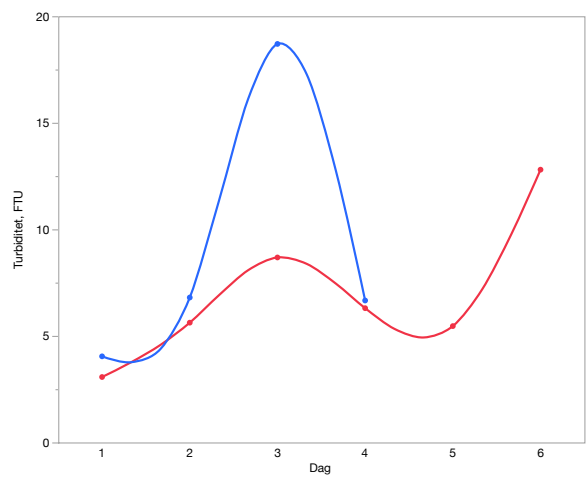
Sammenligning og variasjon av de fysisk-kjemiske parameterne for vannprøvene fra Groos og Saulekilen, i forhold til hvilke dager prøvene ble hentet på, er illustrert i Figur 7-21. Utløpsvann fra Groos er markert med rød farge, mens utløpsvann fra Saulekilen er markert med blå. Denne fargemarkeringen gjelder alle påfølgende grafer. Det er ikke utført statistisk analyse av dette datagrunnlaget da det kun foreligger en tilgjengelig verdi per dag.

Vann

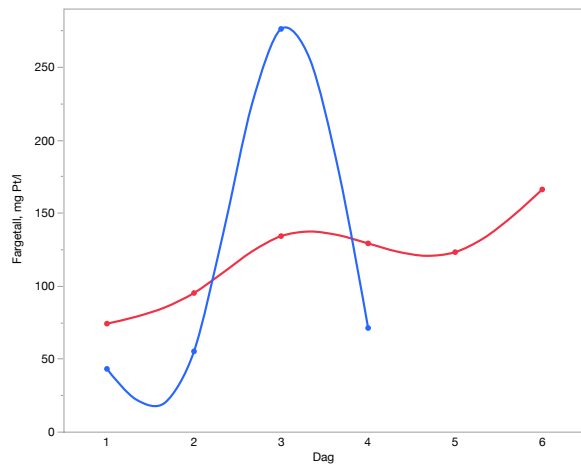
○ Groos
+ Saulekilen



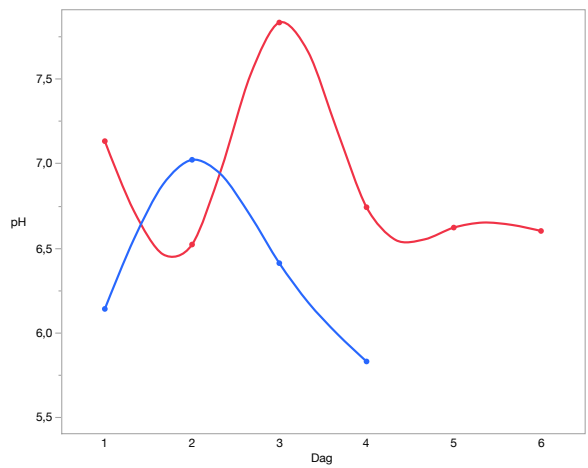
a



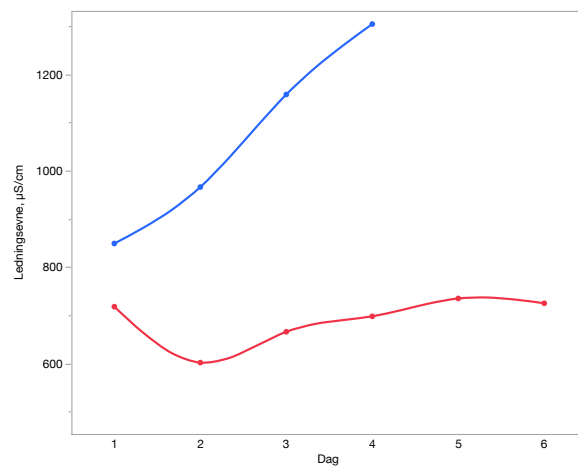
b



c



d



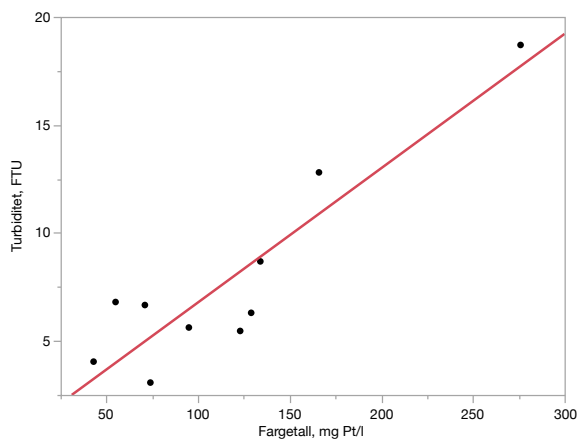
Figur 7-21. Sammenligning av fysisk-kjemiske parametre i utløpsvann fra Groos og Saulekilen renseanlegg på ulike dager: a) SS, b) turbiditet, c) fargetall, d) pH og e) ledningsevne.

Det er videre gjennomført en korrelasjonsanalyse for å bestemme forholdet mellom de ulike fysisk-kjemiske vannegenskapene. Resultatene er oppsummert i Tabell 7-18. Resultatene viser at fargetall har sterk positiv korrelasjon med SS ($r = 0,885$) og turbiditet ($r = 0,783$), men negativ korrelasjon med ledningsevne ($r = -0,491$). Det er også positiv korrelasjon mellom turbiditet og SS ($r = 0,406$), men derimot negativ korrelasjon mellom turbiditet og ledningsevne ($r = -0,291$) og mellom pH og ledningsevne ($-0,567$).

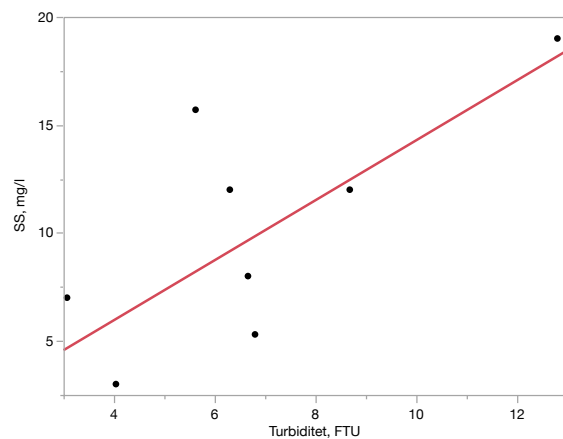
Tabell 7-18. Korrelasjonskoeffisienter blant utvalgte fysisk-kjemiske vannkvalitetsparametre.

Parameter	Turbiditet	SS	Fargetall	Ledningsevne	pH
Turbiditet	1,000				
SS	0,714	1,000			
Fargetall	0,783	0,885	1,000		
Ledningsevne	-0,065	-0,487	-0,491	1,000	
pH	0,138	0,138	0,355	-0,573	1,000

Lineær regresjonsanalyse av de ulike parametrene viser derimot signifikant lineær korrelasjon mellom fargetall og turbiditet (Figur 7-22) og mellom turbiditet og suspendert stoff (Figur 7-23).



Figur 7-22. Forhold mellom fargetall og turbiditet.
 $Turbiditet = 0,566662 + (0,062147 * Fargetall)$.
 $(R^2 = 0,827; p < 0,0003)$.



Figur 7-23. Forhold mellom turbiditet og SS.
 $SS = 0,4037851 + (1,388481 * Turbiditet)$.
 $(R^2 = 0,545; p < 0,0001)$.

Tabell 7-19 viser effekt av sandfiltrering på de ulike fysisk-kjemiske parametrene for vannprøvene fra Groos og Saulekilen.

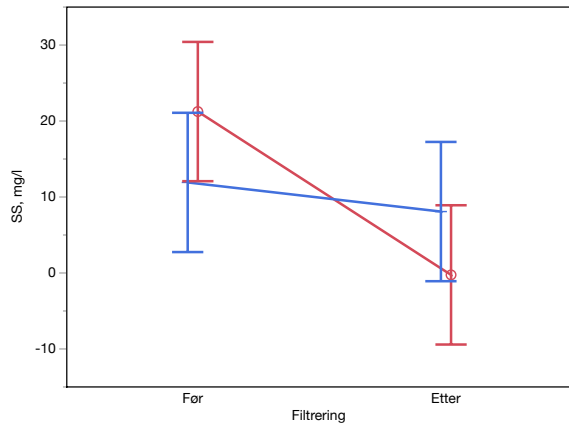
Tabell 7-19. Oppsummering av gjennomsnittlige verdier av fysisk-kjemiske parametre før og etter sandfiltrering (n=2).

Parameter	Groos		Saulekilen	
	Før	Etter	Før	Etter
Turbiditet, FTU	9,1	2,6	12,7	10,0
SS, mg/l	21,2	0	11,8	8,0
Fargetall, mg Pt/l	144,5	83,5	173,5	135,0
Ledningsevne, $\mu\text{S}/\text{cm}$	730,0	715,5	1231,0	1234,5
pH	6,6	6,7	6,1	6,1

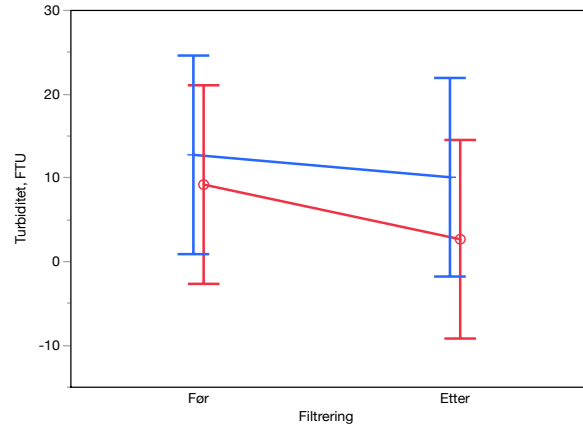
Det er også utført ytterligere multifaktoriell analyse av de fysisk-kjemiske parametrene hvor vanntype og filtrering er tatt med i betraktningen. Analyse viser at både vanntype og sandfiltrering har en signifikant effekt på noen av de fysisk-kjemiske egenskapene. I forhold til vannprøvene fra Groos viste utførelse av Tukey's HSD test at det var en vesentlig forskjell i innhold av suspendert stoff før og etter sandfiltrering. Dette var derimot ikke tilfellet for Saulekilen, der analyse ikke indikerte en signifikant forskjell. Testen indikerer imidlertid ingen forskjell mellom de to vanntypene i forhold til innhold av suspendert stoff, verken før eller etter sandfiltrering. Sammenligningen er illustrert i Figur 7-24, hvor de vertikale linjene på grafen representerer konfidensintervallet. I henhold til Tukey's HSD test, har verken vanntype eller sandfilter en effekt på turbiditet, fargetall eller pH (Figur 7-25, Figur 7-26 og Figur 7-27). Det er heller ingen signifikant forskjell mellom utløpsvann fra Groos og Saulekilen når det gjelder disse parameterne. Samme test indikerer en signifikant forskjell mellom ledningsevne til de ulike vanntypene. Sandfilter har derimot ingen effekt på ledningsevne (Figur 7-28).

Vann

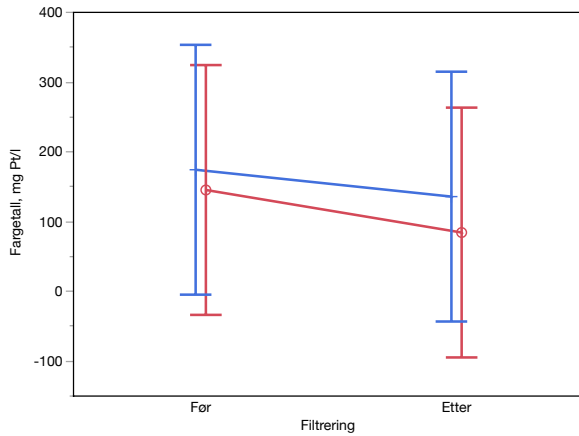
- Groos
- + Saulekilen



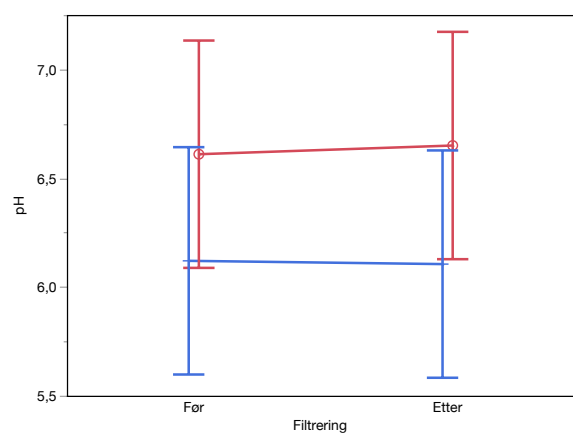
Figur 7-24. Sammenligning av filtereffekt mhp. SS.



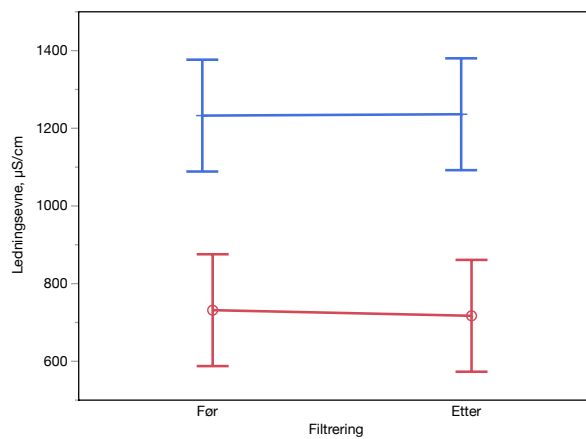
Figur 7-25. Sammenligning av filtereffekt mhp. turbiditet.



Figur 7-26. Sammenligning av filtereffekt mhp. fargetall.



Figur 7-27. Sammenligning av filtereffekt mhp. pH.



Figur 7-28. Sammenligning av filtereffekt mhp. ledningsevne.

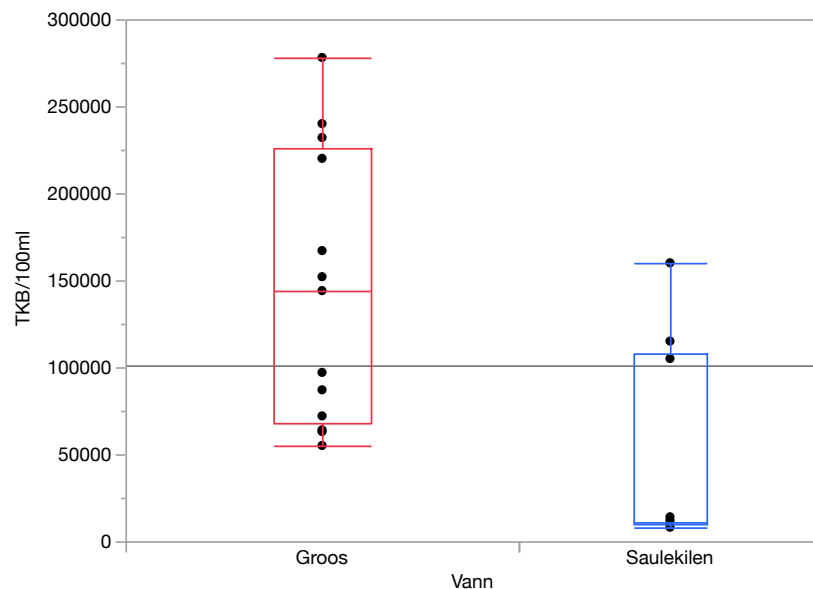
7.2.3 Analyse av mikrobiologiske parametre

Tabell 7-20 presenterer en statistisk oppsummering av TKB-konsentrasjon i vannprøvene fra Groos og Saulekilen før UV-bestråling. Det er i tabellen ikke tatt hensyn til hvilke dager vannet er hentet på.

Tabell 7-20. Statistisk oppsummering av TKB-konsentrasjon i vannet før UV-bestråling.

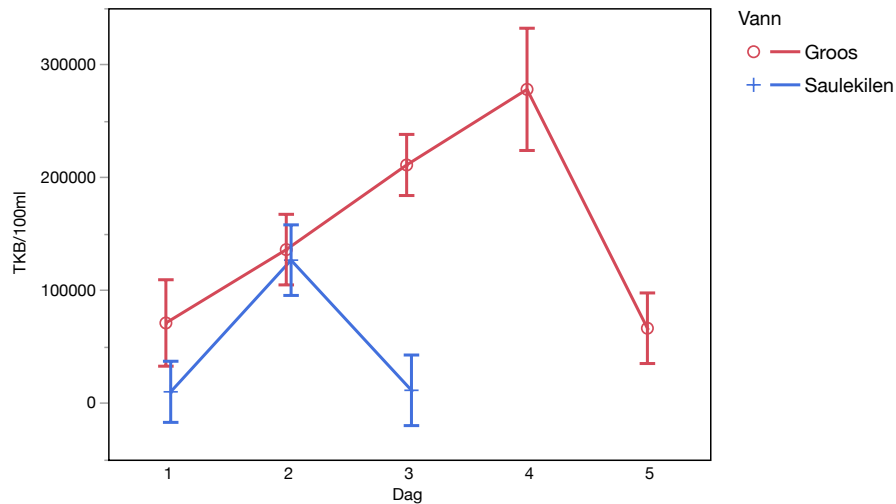
Vann	TKB/100 ml				
	Minimum	10%	Median	90%	Maksimum
Groos	55000	58200	144000	262800	278000
Saulekilen	8000	8400	12000	151000	160000

Analyse av opprinnelig TKB-konsentrasjon, hvor dagene ikke er tatt i betraktning, er utført ved bruk av testene Shapiro-Wilk ($p = 0,033$) og Anderson-Darling ($p = 0,067$). Testene viser at dataene ikke er normalfordelt. På grunnlag av dette er TKB-konsentrasjonen blitt analysert ved bruk av den ikke-parametriske Kruskal-Wallis testen Denne viser at det er en signifikant forskjell mellom utløpsvannet fra Groos og Saulekilen i forhold til det opprinnelige innholdet av TKB (CFU/100 ml) ($p > 0,009$). En statistisk oppsummering er illustrert i Figur 7-29.



Figur 7-29. Sammenligning av vannprøver fra Groos og Saulekilen mhp. konsentrasjon av TKB før UV-behandling.

En ytterligere multifaktoriell analyse av TKB-konsentrasjon før UV-behandling, hvor dagene er tatt med i betraktningen, indikerer en signifikant forskjell ($p < 0,05$). Figur 7-30 illustrer gjennomsnittlig TKB-konsentrasjon i de to ulike vanntypene før UV-bestråling på de ulike dagene. Utførelse av Tukey's HSD test viser at konsentrasjon av TKB på dag 1, 2 og 5 er vesentlig forskjellig fra konsentrasjonen på dag 3 og 4 i Groos-utløpsvannet, mens konsentrasjonen av TKB i utløpsvannet fra Saulekilen på dag 1 og 3 er vesentlig forskjellig fra konsentrasjonen på dag 2. Det er også en signifikant forskjell i konsentrasjon av TKB mellom vannprøvene fra Groos og Saulekilen på dag 1 og 3.



Figur 7-30. Sammenligning av TKB-konsentrasjon i utløpsvann fra Groos og Saulekilen før UV-bestråling. Middelerverdier med konfidensintervall er angitt.

Forhold mellom TKB-konsentrasjon og fysisk-kjemiske parametre er analysert gjennom korrelasjonsanalyse. Resultatene av analysen er presentert i Tabell 7-21, hvor det er observert at konsentrasjonen av TKB korrelerer positivt med fargetall ($r = 0,769$) og turbiditet ($r = 0,623$).

Tabell 7-21. Korrelasjonskoeffisienter blant de utvalgte fysisk-kjemiske vannkvalitetsparametere i forhold til TKB-konsentrasjon.

Parameter	TKB/100ml
TKB/100ml	1,000
Turbiditet, FTU	0,623
SS, mg/l	0,401
Fargetall, mg Pt/l	0,769
Ledningsevne, $\mu\text{S}/\text{cm}$	-0,052
pH	0,305

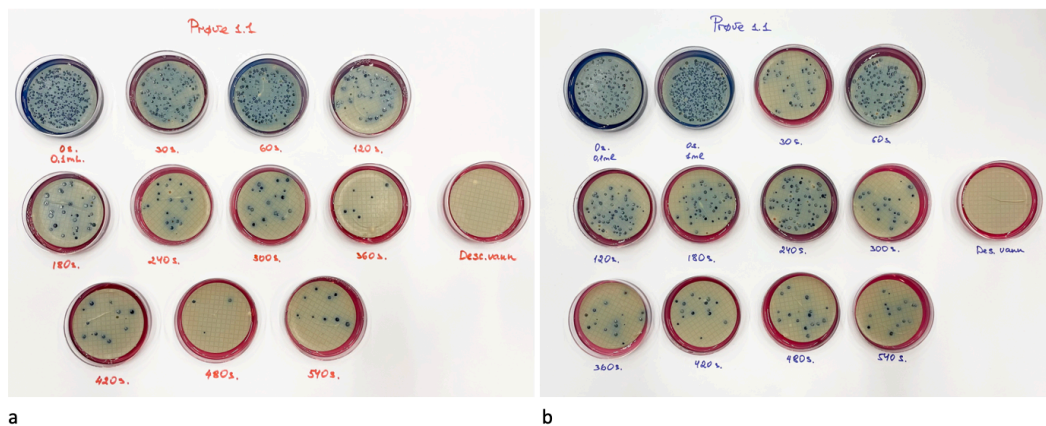
Videre er effekten av UV-bestråling på konsentrasjonen av TKB i vannprøvene fra Groos og Saulekilen analysert. En oppsummerende statistikk for effekten av UV-bestråling ved ulike bestrålingstider med tilsvarende UV-dose er presentert i Tabell 7-22.

Tabell 7-22. Oppsummerende statistikk for effekt av UV-bestråling av vannprøver fra Groos og Saulekilen.

Tid, sek	UV-dose, mJ/cm ²	TKB/100 ml							
		Groos				Saulekilen			
		Min	Gjennomsnitt	Maks	St. avvik	Min	Gjennomsnitt	Maks	St. avvik
0	0	55000	192769	278000	80422	8000	65625	160000	61910
30	1,2 (1,1)	2900	11933	27800	13785	1900	4450	7400	2261
60	2,4 (2,2)	580	1103	2030	805	720	1095	1510	389
120	4,8 (4,4)	140	3017	11200	4352	430	841	1740	444
180	7,2 (6,7)	30	244	440	155	230	587	1420	417
240	9,6 (8,9)	10	309	630	232	180	639	890	279
300	12,0 (11,1)	0	200	420	15	130	441	840	259
360	14,4 (13,3)	60	244	310	104	360	599	1520	499
420	16,8 (15,5)	120	170	280	623	420	564	1260	407
480	19,2 (17,8)	30	63	120	40	480	610	1440	567
540	21,6 (20,0)	40	83	100	29	540	413	730	236

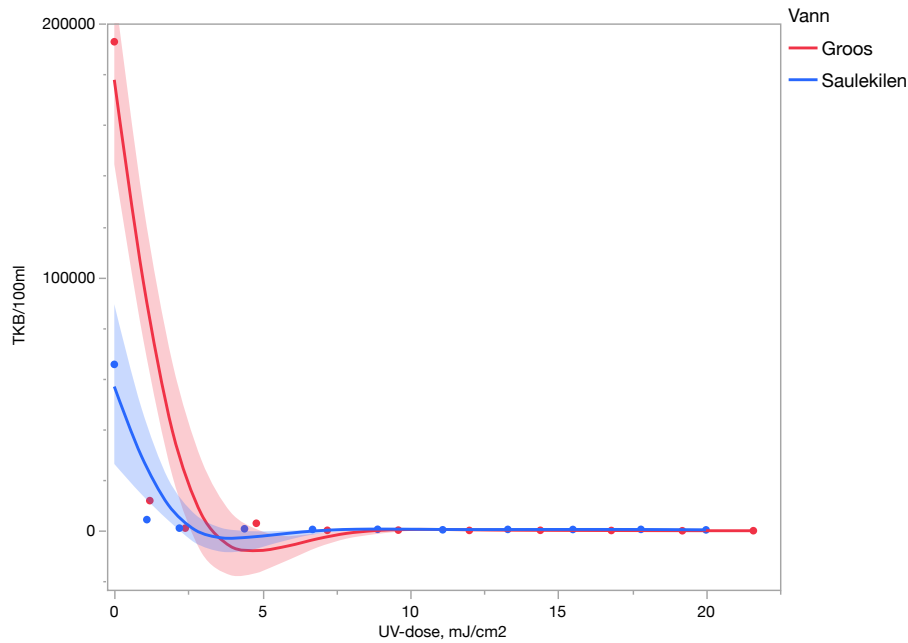
I parentes er oppgitt UV-doser for Saulekilen, grunnet lavere UV-transmisjon.

Figur 7-31 viser et eksempel på effekt av UV-bestråling på TKB bakterier etter ulike bestrålingstider for både Groos og Saulekilen prøver. Det er også vist en ren kontrollprøve på hvert bilde. Dette bekrefter at disse forsøkene ikke er forurenset.



Figur 7-31. Bakteriekolonier etter UV-bestråling ved ulike tider: a) prøver fra Groos og b) prøver fra Saulekilen.

Figur 7-32 viser effekt av ulike UV-doser på konsentrasjonen av TKB i vannprøver fra Groos og Saulekilen.



Figur 7-32. Gjennomsnittlige bakterietall ved økende UV-dose for vann fra Groos og Saulekilen renseanlegg. Kurven er tegnet som «confidence of fit».

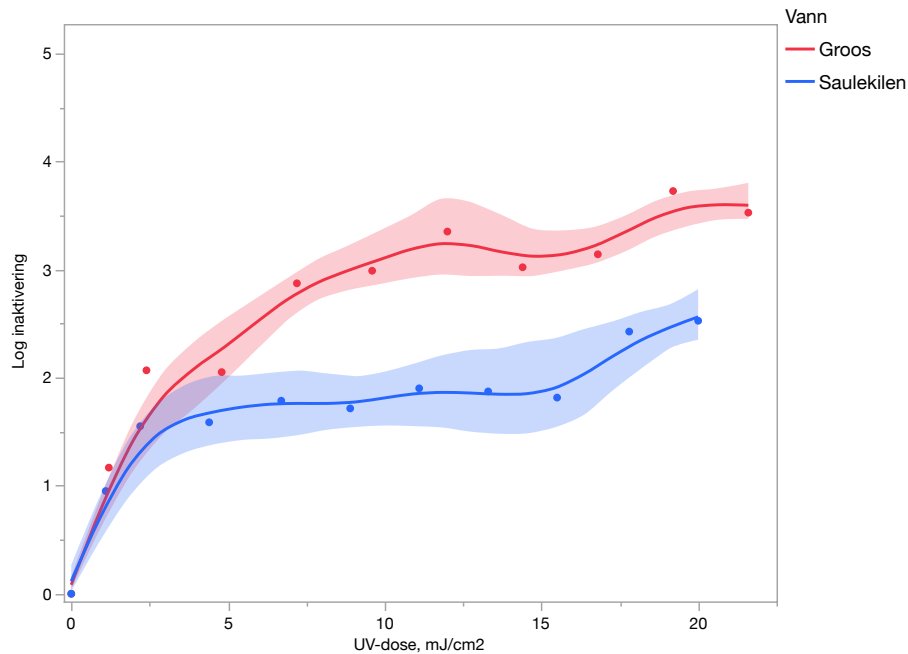
Tabell 7-23 presenterer en statistisk oppsummering for log inaktivering av TKB i vannprøvene fra Groos og Saulekilen etter utsettelsen for bestråling med ulike UV-doser.

Tabell 7-23. Oppsummerende statistikk for log inaktivering av TKB etter bestråling med ulike UV-doser.

		Log inaktivering							
		Groos				Saulekilen			
Tid, sek	UV-dose, mJ/cm ²	Min	Gjennomsnitt	Maks	St. avvik	Min	Gjennomsnitt	Maks	St. avvik
30	1,2 (1,1)	1,0	1,2	1,3	0,2	0,2	0,9	1,6	0,7
60	2,4 (2,2)	1,9	2,1	2,2	0,2	0,9	1,6	2,2	0,7
120	4,8 (4,4)	1,1	2,1	2,6	0,6	0,8	1,6	2,4	0,7
180	7,2 (6,7)	2,6	2,9	3,3	0,3	0,9	1,8	2,7	0,7
240	9,6 (8,9)	2,4	3,0	4,0	0,5	1,1	1,7	2,3	0,5
300	12,0 (11,1)	2,6	3,4	5,0	0,8	1,2	1,9	2,8	0,6
360	14,4 (13,3)	2,7	3,0	3,7	0,4	0,8	1,9	3,0	0,8
420	16,8 (15,5)	2,7	3,1	3,3	0,3	0,9	1,8	3,0	0,8
480	19,2 (17,8)	3,4	3,7	4,0	0,3	1,9	2,4	3,0	0,5
540	21,6 (20,0)	3,4	3,5	3,8	0,2	2,2	2,5	3,0	0,3

I parentes er oppgitt UV-doser for Saulekilen, grunnet lavere UV-transmisjon.

Figur 7-33 illustrerer gjennomsnittlig utvikling av log inaktivering av TKB etter bestråling med ulike UV-doser.



Figur 7-33. Gjennomsnittlig log inaktivering av TKB etter bestråling med ulike UV-doser for vann fra Groos og Saulekilen renseanlegg. Kurven er tegnet som «confidence of fit».

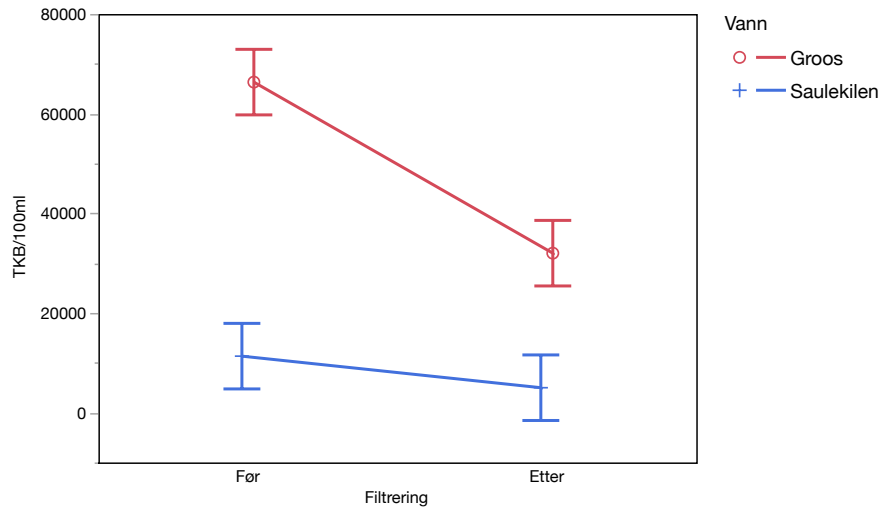
7.2.4 Analyse av mikrobiologiske parametre etter sandfiltrering

Tabell 7-24 presenterer effekt av sandfiltrering på TKB-konsentrasjon før UV-bestråling.

Tabell 7-24. TKB-konsentrasjon i vannprøver fra Groos og Saulekilen før og etter sandfiltrering.

Prøve nr.	TKB/100 ml			
	Groos		Saulekilen	
	Før	Etter	Før	Etter
1	72 000	39 000	10 000	5 000
2	63 000	34 000	10 000	6 000
3	64 000	23 000	14 000	4 000

En multifaktoriell analyse av sandfiltereffekt på TKB-konsentrasjon før UV-behandling indikerer en signifikant effekt ($p = 0,0001$). Figur 7-34 illustrer forskjell mellom gjennomsnittlig TKB-konsentrasjon før og etter sandfiltrering, og før UV-behandling. En ytterligere Tukey's HSD test viser signifikant effekt av sandfilter på konsentrasjonen av TKB i vannprøvene fra Groos, men testen indikerer ingen signifikant effekt av sandfilteret på vannprøven fra Saulekilen. Tukey's HSD test indikerer også at det er en signifikant forskjell i TKB konsentrasjon mellom de to vanntypene både før og etter sandfiltrering.



Figur 7-34. Sammenligning av TKB-konsentrasjon før og etter sandfiltrering.

Videre er effekten av UV-bestråling på TKB-konsentrasjon i vannprøver fra Groos og Saulekilen analysert. En oppsummerende statistikk for effekten av UV-bestråling ved ulike bestrålingstider med tilsvarende UV-doser etter sandfiltrering er presentert i Tabell 7-25.

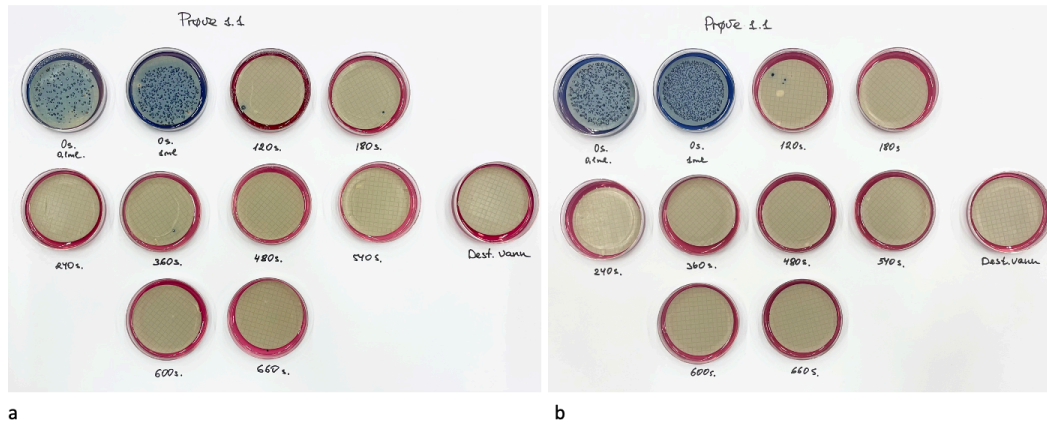
Tabell 7-25. Oppsummerende statistikk for effekt av UV-bestråling av vannprøver fra Groos og Saulekilen etter sandfiltrering.

Tid, sek	UV-dose, mJ/cm ²	TKB/100 ml							
		Groos				Saulekilen			
		Min	Gjennomsnitt	Maks	St. avvik	Min	Gjennomsnitt	Maks	St. avvik
0	0,0	23000	84111	219000	69922	4000	151222	460000	214887
30	1,2 (1,1)	1700	2067	2300	322,0	300,0	533,0	700,0	208,0
60	2,4 (2,2)	60,0	130,0	190,0	65,6	40,0	63,0	80,0	20,8
120	4,8 (4,4)	0,0	5,0	10,0	5,5	0,0	40,0	100	49,0
150	6,0 (5,6)	0,0	3,3	10,0	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0
180	7,2 (6,7)	0,0	10,0	30,0	10,9	0,0	0,0	0,0	0,0
240	9,6 (8,9)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,7	20	11,5
360	14,4 (13,3)	0,0	3,3	10,0	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0
480	19,2 (17,8)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
540	21,6 (20,0)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
600	24,0 (22,2)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
660	26,4 (24,4)	0,0	6,7*	20,0	11,6	0,0	0,0	0,0	0,0

I parentes er oppgitt UV-doser for Saulekilen, grunnet lavere UV-transmisjon.

*Mulig forurensning.

Figur 7-35 viser et eksempel på effekt av UV-bestråling på TKB ved ulike bestrålingstider etter sandfiltrering, både for vannprøvene fra Groos og Saulekilen. Det er også vist en ren kontrollprøve på hvert av bildene, noe som bekrefter at disse forsøkene ikke er utsatt for tilfeldig forurensninger.



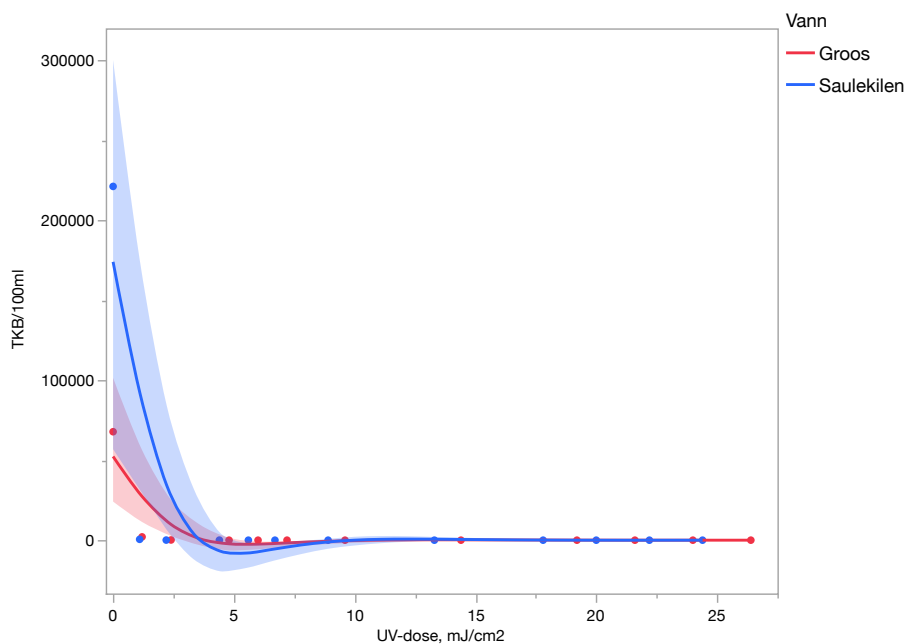
Figur 7-35. Bakteriekolonier etter UV-bestråling med ulike bestrålingstider etter sandfiltrering: a) vannprøver fra Groos og b) vannprøver fra Saulekilen.

Figur 7-36 viser en forurenset kontrollprøve etter UV-bestråling i 660 sekunder for en vannprøve fra Groos.



Figur 7-36. Forurenset vannprøve fra Groos.

Figur 7-37 viser effekt av ulike UV-doser på konsentrasjonen av TKB i vannprøver fra Groos og Saulekilen etter sandfiltrering.



Figur 7-37. Gjennomsnittlig endring i TKB-konsentrasjon ved bestråling med ulike UV-doser etter sandfiltrering for vann fra Groos og Saulekilen renseanlegg. Kurven er tegnet som «confidence of fit».

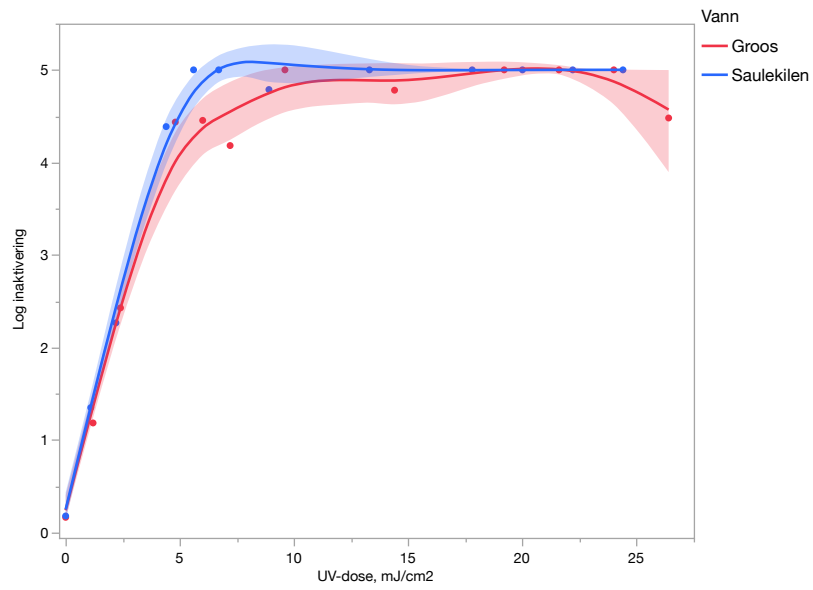
Tabell 7-23 presenterer en statistisk oppsummering av log inaktivering av TKB i vannprøver fra Groos og Saulekilen etter både sandfiltrering og bestråling med ulike UV-doser.

Tabell 7-26. Oppsummerende statistikk for log inaktivering av TKB etter sandfiltrering og UV-bestråling.

Tid, sek	UV-dose, mJ/cm ²	Log inaktivering							
		Groos				Saulekilen			
		Min	Gjennomsnitt	Maks	St. avvik	Min	Gjennomsnitt	Maks	St. avvik
30	1,2 (1,1)	1,0	1,2	1,3	0,1	1,1	1,3	1,7	0,3
60	2,4 (2,2)	2,3	2,4	2,6	0,2	2,1	2,3	2,5	0,2
120	4,8 (4,4)	3,5	4,4	5,0	0,7	3,6	4,4	5,0	0,7
150	6,0 (5,6)	3,4	4,5	5,0	0,9	5,0	5,0	5,0	0,0
180	7,2 (6,7)	3,4	4,2	5,0	0,7	5,0	5,0	5,0	0,0
240	9,6 (8,9)	5,0	5,0	5,0	0,0	4,4	4,8	5,0	0,4
360	14,4 (13,3)	4,3	4,8	5,0	0,4	5,0	5,0	5,0	0,0
480	19,2 (17,8)	5,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0	0,0
540	21,6 (20,0)	5,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0	0,0
600	24,0 (22,2)	5,0	5,0	5,0	0,0	5,0	5,0	5,0	0,0
660	26,4 (24,4)	3,4	4,5	5,0	0,9	5,0	5,0	5,0	0,0

I parentes er UV-doser for utløpsvann fra Saulekilen oppgitt, grunnet lavere UV-transmisjon.

Figur 7-38 illustrerer gjennomsnittlig utvikling av log inaktivering av TKB etter både sandfiltrering og bestråling med ulike UV-doser.



Figur 7-38. Gjennomsnittlig log inaktivering av TKB etter både UV-bestråling og sandfiltrering for vann fra Groos og Saulekilen rensanlegg. Kurven er tegnet som «confidence of fit».

8 Diskusjon

8.1 Nødvendige kvalitetskrav som må oppfylles for at kommunalt avløpsvann skal kunne benyttes som vanningsvann i Norge

I Norge er det henholdsvis ubehandlet overflatevann, grunnvann og behandlet drikkevann som benyttes til vanningsvann [222, p. 8], hvorav bruk av overflatevann er det mest vanlige [221]. Det finnes ikke et nasjonalt regelverk som fastsetter hygieniske grenseverdier eller detaljerte vannkvalitetskrav til vanningsvann i Norge [221], [222, p. 6]. Næringsmiddelhygieneforskriften fastsetter imidlertid at de som produserer og høster planteprodukter skal innføre tiltak for å forhindre forurensning gjennom å bruke vann som ikke inneholder skadelige mikroorganismer og stoffer som kan påvirke produktenes hygieniske kvalitet [264]. Landbruksnæringen har i tillegg sitt eget kvalitetssystem, KSL, som blant annet stiller krav til vanningsdokumentasjon for grønnsaker og bær som skal spises rå [217], [270]. Kravene innebærer at det skal foretas en risikovurdering av alle vannkildene som benyttes til vanning for å sikre at de har tilstrekkelig kvalitet, samt at kildene skal sikres mot forurensninger [272]. Dokumentasjonen skal også inneholde en oversikt over vannkvalitet som skal baseres på analyse av minst én vannprøve per vanninntak for alle vannkildene som benyttes i løpet av vanningsperioden [272]. Det er krav om at det som et minimum skal analyseres for *E. coli* [272]. Det foreligger i tillegg en anbefaling om at det bør tas flere vannprøver dersom vanningsvannet kommer i direkte kontakt med vegetabilier som skal spises rå, da det potensielt kan forekomme store variasjoner i vannkvalitet over kort tid [272]. Dette fremheves i KSL som spesielt viktig dersom det vannes nært opp til innhøstingsdato [272], og siste vanningsdag skal oppgis [217].

I Norge har det blitt gjort flere forsøk på å utarbeide et klassifiseringssystem for jordvanning med grenseverdier for ulike vannkvalitetsparametere [217]. Statens forurensningstilsyn (SFT), i dag Klima- og forurensningsdirektoratet, utarbeidet i 1997 et system for klassifisering av egnethet for jordvanning [268]. Systemet tok utgangspunkt i tre ulike vekst kategorier (I, II og III), inndelt i forhold til om produktene skulle spises rå, eller gjennomgå behandling i forkant av konsumering. Vanningsvannet ble inndelt i fire forskjellige egnethetsklasser: *Godt egnet*, *Egnet*, *Mindre Egnet* og *Ikke egnet* (Tabell 7-2), som anga grenseverdier for kvalitetsparametere: totalt fosfor, klorofyll, termotolerante koliforme bakterier (TKB) og koliforme bakterier (KB). De strengeste kravene til hygienisk vannkvalitet ble stilt til matvekster som skulles spises rå (Tabell 7-2), og spesielt i de tilfellene hvor vanning ble utført senere enn to uker før innhøsting [268, p. 29], [217, p. 42]. *Godt egnet* og *Egnet* vanningsvann er i henhold til Tabell 7-2 klassifisert som vann med innhold av henholdsvis < 2 TKB/100 ml og 2-20 TKB/100 ml. Vann med innhold mellom 20-100 TKB/100 ml er mindre egnet, mens innhold over 100 TKB/100 ml er uegnet som vanningsvann for alle typer vekster. Det fantes imidlertid et unntak for korn og belgvekster, vekster i idretts- og parkanlegg, samt forvekster som skulle tørkes eller ensileres. I disse tilfellene var det i henhold til SFT tillatt med et innhold av TKB på opptil 150 (Tabell 7-2). Systemet har ikke blitt innført som en standard i Norge, og benyttes ikke av verken landbruksnæringen eller Mattilsynet. NIVA har derfor i senere tid, på oppdrag fra SFT, utarbeidet et forslag til systemrevideringer. NIVAs klassifiseringsforslag er vist i Tabell 7-4 og tar utgangspunkt i samme vekst kategorier og egnethetsklasser som systemet fra 1997, men kravene til antall TKB er i dette forslaget senket. Kravene for TKB er for *Godt egnet*, *Egnet* og

Mindre egnet vanningsvann justert ned til henholdsvis < 10, 10-100 og 100-1000 TKB per 100 ml vannprøve. Vann regnet som *Ikke egnet* har gått fra en grenseverdi på 100 til en verdi på 1000 TKB/100 ml. Det fremheves spesielt i revideringsforslaget at det i forbindelse med vanning med spreder, ikke bør benyttes vann med innhold > 1000 *E. coli*/100 ml for noen vekster (Tabell 7-4), da det kan føre til forhøyet smitterisiko for mennesker som oppholder seg i nærheten. Vanningsvann med egnethetsklasse *Mindre egnet* kan benyttes restriksjonsfritt for matvekster som ikke skal spises rå. I tilfeller hvor produkter som skal spises rå vannes med denne vannklassen, så må vanning i henhold til dette systemet opphøre minst en uke før innhøsting. Tiltak som for eksempel bruk av dryppvanning vil derimot føre til at det kan vannes frem til innhøstingsdato (Tabell 7-4). I forbindelse med produksjon av salat er det av Norsk Matanalyse utarbeidet et system som skal benyttes til å vurdere om innsendte vannprøver er av en slik kvalitet at vannet kan benyttes som vanningsvann [217]. Det kan ses av Tabell 7-3 at vurderingsgrunnlaget i forhold til TKB er mye mindre strengt enn både forslaget til SFT og revideringene til NIVA. Godt vanningsvann regnes her som vann som inneholder < 100 TKB/100 ml, mens mindre godt vanningsvann er vann med innhold av TKB som ligger i området 100-1000/100 ml. I likhet med det reviderte SFT-systemet, er vann med innhold over 1000 TKB/100 ml ikke regnet som akseptabelt i henhold til Norsk Matanalyse. Den store endringen i akseptabelt nivå kan høyst sannsynlig ifølge Solheim et al. [217] forklares med utgangspunkt i prinsippet om akseptabel helserisiko. Grenseverdiene til Norsk Matanalyse samsvarer med retningslinjene til WHO angående gjenbruk av rensed avløpsvann til vanningsformål [273, p. 28], [217], og er basert på en «godt nok», eller rettere sagt en «kalkulert risiko» tilnærming [291] [217] hvor det godtas at 1 av 1000 – 1 av 10 000 mennesker hvert år kan utvikle sykdom på grunn av forurenset vanningsvann. I denne sammenheng er det derimot viktig å påpeke at WHO's retningslinjer tar utgangspunkt i en tankegang om at risikonivå må være tilpasset lokale forhold. Retningslinjene er derfor utarbeidet på en slik måte at de også skal kunne benyttes i lavinntektsland [291] som ofte ikke har samme tilgang på teknologi og infrastruktur som høyinntektsland. SFT-systemet er til sammenligning basert på et prinsipp om «minimal risiko», som betyr at de i mindre grad vil godta at mange mennesker blir syke. I revideringen til NIVA er det lagt til grunn et forslag om et akseptabelt nivå på 1 av 10 000 mennesker [217], men det kommenteres samtidig at det må gjøres vurderinger angående smittepress og sårbarhetsnivå i forhold til infeksjoner for å kunne utarbeide fremtidige hygieniske kvalitetskrav til vanningsvann.

I henhold til Mattilsynet finnes det i dag ikke noen avløpsrensaneanlegg i Norge hvor rensed avløpsvann blir direkte benyttet til vanningsformål [221]. Tilgangen på overflatevann med tilstrekkelig hygienisk vannkvalitet blir av myndighetene regnet som så god at det ikke regnes som økonomisk attraktivt å etablere slike anlegg dersom det ikke inntreffer gjentakende langvarige tørkeperioder [221]. Disse uttalelsene kom i forbindelse med et posisjonsnotat angående *Europaparlamentets og Rådets forordning (EU) nr. 2020/741 av 25. mai 2020 om minimumskrav til gjenbruk av vann* [221]. Det har i forkant av innføringen av denne forordningen eksistert flere ulike type kriterier i flere ulike EU medlemsland (Tabell 7-6), og forordningen har derfor forsøkt å harmonisere alle disse, og på den måten oppfordre til økt gjenbruk av avløpsvann. Forordningen setter felles krav til gjenbruk av avløpsvann fra byområder til vanning av landbruksarealer, og vil tre i kraft i 2023 [219], [220]. I henhold til EØS-avtalen, og en særskilt implementeringsprosess, vil Norge være forpliktet til å implementere disse minimumskravene dersom det i fremtiden bestemmes at avløpsvann skal

benyttes til vanning i landbruket i Norge. Norge har som medlem av EØS rett til å gjøre innsigelser til forordningen, men må allikevel respektere bestemmelser av EU domstolene dersom de har innvendinger. Norge har også mulighet for å implementere enda strengere nasjonale regler og krav enn det som er regulert i forordningen.

EU-forordningen inneholder minimumskrav til både vannkvalitet og overvåkning (Tabell 7-8 og Tabell 7-9). Minimumskravene er fastsatt i forhold til fire ulike vannklasser (Tabell 7-7) som er inndelt etter hvorvidt produktene skal spises rå eller behandles, samt hvilke vanningsmetoder som benyttes. I likhet med forslagene til klassifiseringssystem for vanningsvannkvalitet i Norge, er kravene strengest for vekster som skal spises rå, og hvor de spiselige delene har vært i direkte kontakt med gjenvunnet vann. I henhold til EUs krav vil slike vekster tilfalle vannklasse A, som innebærer at antall påvist *E. coli* må være $\leq 10/100$ ml vannprøve (Tabell 7-8). Kravet samsvarer med det reviderte forslaget til NIVA (Tabell 7-4) for samme vannkvalitetsklasse. I forhold til overvåkning vil det for denne vannklassen også være krav om *E. coli* testing en gang i uken. Dette skiller seg derimot fra kravene som er fastsatt i KSL. I KSL er det kun krav om analyse av minst én vannprøve per vanninntak i løpet av vanningsperioden, og det foreligger kun en anbefaling om at det bør tas flere prøver hvis vanningsvannet kommer i direkte kontakt med vegetabilier som skal spises rå. I EU kravene skal det i tillegg til *E. coli*, også testes for *Legionella* to ganger i måneden, samt *Intestinale nematoder* ved behov. Kravene reduseres i forhold til grad av kontakt med det gjenvunnede avløpsvannet, og hvilken vanningsmetode som benyttes. Kravene er mindre restriktive for vekster som vannes med dryppvanning, da denne metoden innebærer at de spiselige delene av vegetabilene over bakken ikke kommer i direkte kontakt med vanningsvannet. Dette er i motsetning til bruk av spreder som vanningsmetode, som derimot vil innebære direkte kontakt med vannet. I tilfeller hvor det vannes med dryppvanning, eller tilsvarende metode, vil avlinger som skal spises rå tilfalle vannklasse C som innebærer at antallet *E. coli* ikke må overstige 1000/100 ml vannprøve (Tabell 7-8). I slike tilfeller reduseres også kravet til overvåkning ned til to ganger i måneden (Tabell 7-9). Industri-, energi og frøvekster tilhører klasse D i EU-forordningen, og har de minst rigide kravene. Her er det tillatt med et *E. coli* innhold opp til 10 000/100 ml (Tabell 7-8), men overvåkningsfrekvensen er tilsvarende som for klasse C. I henhold til klassifiseringssystemene til SFT, Norsk Matanalyse og NIVA er vann med innhold av TKB/*E. coli* over 1000/100 ml vannprøve ikke regnet som akseptabelt vanningsvann i Norge, uavhengig av bruksområde og vanningsmetode (Tabell 7-2, Tabell 7-3 og Tabell 7-4).

EU-forordningen stiller i tillegg krav til grenseverdier for henholdsvis vannkvalitetsparameterne biokjemisk oksygenforbruk (BOF_5), total suspendert stoff (TSS) og turbiditet. Krav om turbiditetsmåling er imidlertid kun påkrevd for vannklasse A, hvor det kontinuerlig skal overvåkes (Tabell 7-9) at den ikke overstiger 5 NTU (Tabell 7-8). Verdier for BOF_5 og TSS skal måles en gang i uken for vannklasse A og ikke overstige 10 mg/l (Tabell 7-8 og Tabell 7-9). For de resterende klassene skal verdiene ikke overstige 25 og 35 mg/l for henholdsvis BOF_5 og TSS, som er fastsatt i Direktiv 91/271/EEC Vedlegg I, Tabell 1 og Seksjon D [296]. Kravene til overvåkning for disse parameterne er styrt av størrelsen på avløpsrensaneanlegget, målt i antall personekvivalenter (Tabell 7-9). Jo større rensaneanlegg, desto flere årlige prøver må tas. I klassifiseringssystemene til SFT, Norsk Matanalyse og NIVA er ikke BOF_5 , TSS og turbiditet tatt med som kvalitetsparametre. Det stilles derimot krav til næringssaltene totalt fosfor og klorofyll i systemene til SFT og NIVA (Tabell 7-2 og Tabell 7-4). Disse er i motsetning ikke tatt med i EUs minimumskrav.

Sammenligning mellom EUs krav og klassifiseringssystemene til SFT, Norsk Matanalyse og NIVA viser at det er vegetabilier som skal spises rå, og som er i direkte kontakt med vanningsvannet som har de strengeste kravene. Det er i hovedsak vanningsmetode som skiller kravene fra hverandre (at vannet tas opp av vegetabilene). I NIVAs forslag til klassifiseringssystem er grenseverdien for *Egnet* vanningsvann satt til 10-100 TKB/*E. coli* per 100 ml vannprøve. Denne vannklassen kan benyttes på vegetabilier som skal spises rå, uavhengig av vanningsmetode inntil to uker før innhøsting, ved dryppvanning kan det vannes inntil innhøstingsdato. Til sammenligning tillater EU kravet at vekster som skal spises rå, og vannes ved bruk av dryppvanning, kan ha et innhold av *E. coli* på inntil 1000 per 100 ml vannprøve. Dette medfører at NIVAs forslag i dette tilfellet er strengere enn EUs minimumskrav.

Dersom det blir aktuelt for Norge å i fremtiden benytte gjenbruk av rensed avløpsvann til vanningsvann i landbruket, må opprettholdelse av dagens hygieniske kvalitet på matprodukter sikres. Dette medfører at minimumskrav til vannkvalitet, aktuelle kvalitetsparametre og overvåkningsfrekvenser må gjenspeile dette. Dette vil kunne innebære endringer i KSL systemet som gjenspeiler monitoreringskravene til EU forordningen, samtidig som krav til TKB og *E. coli* for ulike avlingskategorier potensielt kan settes strengere. Dette må det derimot utføres nærmere undersøkelser og utredninger om, samtidig som at det må fastsettes hvilket risikonivå det vil være akseptabelt å legge seg på i Norge. Økning i antibiotikaresistente bakterier er en utfordring som det i fremtiden vil være nødvendig å ta stilling til. SCHEER [298] har blant annet rettet kritikk mot EU forordningen om at den ikke i tilstrekkelig grad gjenspeiler denne utfordringen. Samtidig har det av Blumenthal et al. [292] blitt kommentert at det å benytte drikkevannsstandard i forbindelse med gjenbruk av avløpsvann til vanningsformål både er urealistisk og basert på manglende epidemiologisk grunnlag. California har for eksempel veldig strenge krav til hygienisk vannkvalitet for gjenbruk av avløpsvann til landbruksproduksjon, henholdsvis 2,2 koliforme bakterier per 100 ml vannprøve. En beslutning om å innføre strengere krav må allikevel hvert enkelt land avgjøre selv etter egne behov og utfordringer. Norske myndigheter har uttalt at det ikke regnes som attraktivt å etablere avløpsrensaneanlegg hvor det rensede vannet kan benyttes til vanningsformål, før det eventuelt inntreffer gjentagende langvarige tørkeperioder som gjør dette nødvendig [221]. I lys av dagens klimaendringer kan dette se ut til å skje raskere enn antatt, noe som vil kan bety at Norge må ta stilling til en slik gjenbruk raskere enn forespeilet.

Gjenbruk av rensed avløpsvann kan også brukes til vanning av landskapsarealer, inkludert parkarealer, golfbaner, grøntområder, skolegårder og lekeplasser. Dette området har imidlertid ikke blitt diskutert i stor grad i denne oppgaven da litteraturstudiet som har blitt utført i dette prosjektet ikke har avdekket mye informasjon angående eventuelle hygieniske kvalitetskrav som stilles til vanning av slike arealer.

8.2 Parametre, UV-bestråling, filtrering og UV-reparasjon

8.2.1 Fysiske og kjemiske parametre

I forhold til de fysiske og kjemiske parametrene som har blitt undersøkt, ligger de fleste gjennomsnittsverdiene for både Groos og Saulekilen utenfor det strengeste EU kravet (Tabell 7-8).

Turbiditet før filtrering i vann fra Groos (6,99 NTU) og Saulekilen (9,0 NTU) er begge > 5 NTU, noe som betyr at verken vannet fra Groos eller Saulekilen oppnår turbiditetskravet i EU-forordningen for kvalitetsklasse A (Tabell 7-8). Disse tallene er også mye høyere sammenlignet med andre studier [132], [335]. Innhold av suspendert stoff i utløpsvannet fra Saulekilen er innenfor det strengeste EU-kravet (kvalitetsklasse A) da SS i vannet var ≤ 10 mg/l. Vannprøvene fra Groos har derimot et høyere innhold av SS (14,8 mg/l), men er allikevel innenfor EU-kravet for kvalitetsklasse B-D som er ≤ 35 mg/l. I henhold til vedlagt Tabell 0-1 ligger pH-verdiene for både Groos og Saulekilen innenfor de vanlige verdiene som er oppgitt (variasjon i området 5,5-9,5 avhengig av land). Groos-vannets ledningsevne (691 $\mu\text{S}/\text{cm}$) er i samsvar med en tidligere studie [335]. Det viste seg derimot at Saulekilen-utløpsvannet hadde en nokså høy ledningsevne (1069 $\mu\text{S}/\text{cm}$). I forhold til fargetall hadde begge vanntypene relativt høye verdier (Tabell 7-17), henholdsvis 120,2 mg Pt/l for Groos og 111,3 mg Pt/l for Saulekilen. Da avløpsvannprøvene ble hentet på ulike dager, og de fysiske og kjemiske parametrene kun ble målt en gang per hentedag, fantes det ikke tilstrekkelig datagrunnlag for å utføre statistisk analyse. Det kan imidlertid ses av Figur 7-21 at det fra dag til dag er en tydelig variasjon i de ulike parameterverdiene. Innholdet av suspendert stoff varierer fra dag til dag i utløpsvannprøvene fra både Groos og Saulekilen. Det kan av Figur 7-21b og Figur 7-21c observeres et stort sprang i både turbiditet og fargetall på dag 3 for Saulekilen-utløpsvannet. Det kan for Groos ses et lignende hopp i pH-verdien i Figur 7-21d på dag 3. Slike store variasjoner i kvalitetsparametre kan skyldes flere ulike faktorer som for eksempel værforhold (kraftig nedbør som kan fortynne avløpsvannet) eller spesielle aktiviteter i forbindelse med nærliggende industri og landbruk.

Forholdet mellom de fysiske og kjemiske parametrene ble bestemt gjennom korrelasjonsanalyse. Analysen indikerte positiv korrelasjon av fargetall med SS ($r = 0,885$) og turbiditet ($r = 0,783$). Dette samsvarer med resultatene til både Akoto et al. [328] og Amfo-Otu et al. [329]. En slik korrelasjon betyr at endringer i fargetall er assosiert med endringer i SS og turbiditet. I tillegg tilsier bestemmelseskoeffisienten for fargetall og turbiditet ($R^2 = 0,827$) at 83% av endringen i vannets farge kan forklares med endringen i turbiditet (Figur 7-22). Andreadakis et al. [327] og Akoto et al. [328] har også i sine studier rapportert om sterk korrelasjon mellom SS og turbiditet. Dette samsvarer med resultatene oppnådd i dette prosjektet.

Det har kun blitt gjennomført en transmisjonsanalyse i dette prosjektet, da avløpsvannprøvene ble sendt til et eksternt laboratorium for å blant annet undersøke om bruk av sandfilter hadde en effekt på UV_{254} transmittans. Resultatene fra transmisjonsanalysen (Vedlegg 3) avslørte at det var fargen på vannet, og ikke innholdet av partikler, som var avgjørende for UV-transmisjon i dette prosjektet. Dette samsvarer med resultatene til Andreadakis et al. [327], som antydte at transmisjon ikke korrelerer spesielt godt med verken TSS eller turbiditet. Korrelasjonsanalysen indikerte også et negativt forhold mellom pH og ledningsevne ($-0,573$), noe som betyr at endring i pH i avløpsvann er assosiert med ledningsevne. Negativ korrelasjon innebærer at en reduksjon i pH vil være relatert til en økning i ledningsevne. En slik korrelasjon mellom pH og ledningsevne er også rapportert av Amfo-Otu et al. [329].

Det ble benyttet multifaktoriell analyse for å analysere effekten av sandfiltrering på de fysiske og kjemiske parametrene. Til tross for at sandfiltrering resulterte i en reduksjon i turbiditet på henholdsvis 71.4 og 21.3% for Groos og Saulekilen, indikerte ikke den statistiske analysen at dette

hadde en signifikant effekt på turbiditet. Det ble derimot indikert en signifikant effekt i innholdet av suspendert stoff i Groos-vannet, da sandfiltreringen resulterte i en vesentlig reduksjon av suspendert stoff (Figur 7-24). Denne store reduksjonen kan forklares med at det for den ene SS-målingen ble oppnådd negativ verdi etter tørking i varmeskap. Dette skyldes mest sannsynlig enten menneskelig svikt gjennom avlesningsfeil, eller at filteret potensielt kan ha blitt tilsatt noe ekstra fuktighet i perioden mellom filteret ble veid og tørking i varmeskap. Filtrering av vannet fra Saulekilen medførte en reduksjon i SS-innhold på kun 32.2%. Dette var i henhold til statistisk analyse ikke en signifikant forskjell. Filtrering medførte en forbedring i fargetall på henholdsvis 42.2 og 22.2% for Groos og Saulekilen, men den statistiske analysen indikerte heller ikke at dette var en signifikant effekt. Det ble heller ikke indikert noen vesentlig effekt av sandfiltrering på verken pH eller ledningsevne (Figur 7-27). Det kan på bakgrunn av statistisk analyse, når hver parameter er tatt i betraktning, konkluderes med at det kun den ene parameteren (ledningsevne) som har signifikant forskjell mellom utløpsvannsprøvene fra Groos og Saulekilen.

8.2.2 Mikrobiologiske parametre

Det ble indikert en signifikant forskjell i TKB-konsentrasjon før UV-behandling mellom vannprøvene fra Groos og Saulekilen (Figur 7-29 **Error! Reference source not found.**). Det var en vesentlig lavere konsentrasjon i prøvene fra Saulekilen. TKB-konsentrasjon for både Groos og Saulekilen varierte fra dag til dag, og det var noen dager som skilte seg spesielt ut (Figur 7-30). Dette gjaldt spesielt Groos-prøvene hvor det på dag 3 og 4 ble målt vesentlig høyere TKB-konsentrasjon enn på de andre dagene. Det ble for Saulekilen-utløpsvannet påvist en vesentlig høyere konsentrasjon på dag 2. Det ble i begge tilfeller observert et lavt innhold av SS, samt lav turbiditet og fargetall (Figur 7-21 og Figur 7-28). De målte pH-verdiene var derimot høye på disse dagene. Denne variasjonen i TKB-konsentrasjon vil mest sannsynlig kunne relateres til for eksempel værforhold eller spesielle aktiviteter for nærliggende industri-og landbruksnæring.

Korrelasjonsanalyse av TKB-konsentrasjon før UV-behandling i forhold til fysiske og kjemiske parametre indikerte en positiv korrelasjon mellom TKB-konsentrasjon med både fargetall ($r = 0,769$), turbiditet ($r = 0,623$) og SS ($r = 0,401$) (Tabell 7-21). Dette samsvarer med resultatene oppnådd i studien til Foschi et al. [335], hvor det ble konkludert med at TSS og turbiditet var blant de parametrene som best kunne forutsi konsentrasjon av mikroorganismer. I studien nevner Foschi et al. [335] at signifikante korrelasjoner mellom turbiditet og *E. coli*-konsentrasjon har blitt funnet mange ganger i overflatevann, noe som kan relateres til at bakterier, inkludert *E. coli* har en tendens til å feste seg til partikler. Denne tendensen har blitt fremhevet i flere studier [316], [317], [318], [319]. I en studie utført av Liberti et al. [143] ble det derimot observert en sterkere relasjon av turbiditet til TSS enn til kolloidalt materiale som mikroorganismer. Dette samsvarer med den lineære regresjonsanalysen som har blitt utført i dette masterprosjektet (Figur 7-23), hvor bestemmelseskoefisienten for turbiditet og SS ($R^2 = 0,545$) viser at 54.5% av endringen i vannets turbiditet kan forklares med endringen i SS. Samme resultat ($R^2 = 0,50$) ble oppnådd i studien utført av Darby et al. [132]. Det ble derimot ikke indikert et signifikant forhold mellom turbiditet og TKB-konsentrasjon ($p > 0,05$) i dette prosjektet. Det påpekes imidlertid av Foschi et al. [335] at forholdet mellom bakteriekonsentrasjon og kvalitetskaraktistikker for avløpsvann i all hovedsak er ikke-lineære.

Det viste seg at det var pH og ledningsevne som korrelerte dårligst med TKB-konsentrasjon, noe som stemmer overens med resultatene oppnådd av Foschi et al. [335]. Det har imidlertid av Foschi et al. [335] blitt observert en signifikant økning i bakteriekonsentrasjonen som er assosiert med pH og ledningsevne under ekstreme værforhold. Studien viste at både pH og ledningsevne ble redusert ved intense nedbørsperioder, samtidig som konsentrasjonen av bakterier økte. Følgelig ble det konkludert med at konsentrasjonen av mikroorganismer hadde en negativ korrelasjon med både pH og ledningsevne under regnvær. Foschi et al. [335] kommenterte imidlertid at endringer i ledningsevne og pH ikke var den fysiske årsaken til bakteriell økning, men at de var indirekte korrelert til det. Det er vanskelig å sammenligne resultatene i dette prosjektet opp mot resultatene til Foschi et al. da det ikke ble ført en oversikt over værforhold i dette prosjektet. Det var derfor ikke mulig å benytte værforhold som en faktor i den statistiske analysen.

Resultatene angående forholdet mellom mikrobiologiske og fysisk-kjemiske parametre er nokså motstridende, og det er derfor vanskelig å trekke en konkret konklusjon basert på alle relasjoner. Det er i tillegg ikke et tilstrekkelig datagrunnlag i forhold til de fysisk-kjemiske parametrene som ble samlet inn i dette prosjektet for å kunne oppnå et sikkert statistisk grunnlag for å trekke konklusjoner med stor grad av sikkerhet. Koivunen et al. [336] har også kommentert at det ikke har blitt oppnådd en god nok forståelse av samspillet mellom mikroorganismer og miljøfaktorer i behandlingsprosesser i forbindelse med avløpsvann.

8.2.3 UV-bestråling

Desinfeksjon av avløpsvann med ultrafiolett lys ble evaluert for en rekke UV-doser fra 1,1-26,4 mJ/cm² for å bestemme UV-ytelse for henholdsvis de to renseprosessene biologisk og biologisk-kjemisk rensing. Vannprøvene fra Groos og Saulekilen hadde forskjellige egenskaper som vist i (Tabell 7-17).

Det ble først gjennomført UV-forsøk uten bruk av sandfilter. UV-transmisjonen før sandfiltrering var for Groos 39.0% og 53.1% for Saulekilen (Vedlegg nr. 3). Vannprøvene fra Groos ble bestrålt med UV-doser i området 1,2-21,6 mJ/cm², mens det for Saulekilen ble benyttet UV-doser i området 1,1-20 mJ/cm². Det ble etter UV-bestrålingen observert en uregelmessig variasjon i TKB-konsentrasjon i vannprøvene fra både Groos og Saulekilen (Figur 7-22). Den maksimale gjennomsnittlige log-inaktiveringen som ble oppnådd for Groos var på 3,7, mens den for Saulekilen var på 3 (Tabell 7-23). Imidlertid var ikke log-inaktiveringen for verken Groos eller Saulekilen tilstrekkelig nok til å kunne oppnå det strengeste EU-kravet (CFU/100 ml ≤ 10 for kvalitetsklasse A, Tabell 7-8) for gjenvunnet avløpsvann til landbruksformål. I forhold til de bestrålte avløpsvannsprøvene fra Saulekilen, ble det ikke observert noen forbedring eller effekt ved økende UV-dose over 13,3 mJ/cm². En slik lignende «hale» tendens har blitt rapportert i en studie av Blatchley et al. [313], hvor det ikke ble observert noen økt log-inaktivering ved UV-doser over 10 mJ/cm². Dette samsvarer også med resultatene til Kaller et al. [314], hvor en «hale» etter 2-log reduksjon ble rapportert. En slik effekt kan relateres til den opprinnelige TKB-konsentrasjonen som ifølge utført statistisk analyse var signifikant høyere for vannprøvene fra Groos enn for Saulekilen. Det ble som følge observert bedre effekt av UV-bestråling på Groos-vannet enn for Saulekilen. Blatchley et al. [313] og Kaller et al. [314] forklarer begge årsaken til en slik manglende effekt med tilstedeværelse av en resistent underpopulasjon av

bakterier, eller med tilstedeværelse av suspenderte stoffer. Tilknyttingen av antall overlevende koliforme bakterier til suspendert stoff er demonstrert i studien til Darby et al. [132], hvor det ble avslørt at 71 og 79% av variasjon i antall overlevende bakterier kunne forklares med variasjonen i henholdsvis turbiditet og SS.

Sandfiltrering ble benyttet for å fjerne suspendert stoff som kunne skjerme mikroorganismene fra UV-bestråling, samt redusere farge og eventuelle andre stoffer som potensielt kunne absorbere UV-strålingen. Dette resulterte i en signifikant reduksjon av suspendert stoff i utløpsvannet fra Groos, og i en vesentlig reduksjon av suspendert stoff (32.2%) i utløpsvannet fra Saulekilen. Det at effekten var mindre for utløpsvannet fra Saulekilen kan begrunnes med at det var vesentlig mindre SS-innhold før filtreringen i dette utløpsvannet (11,8 mg/l) enn i utløpsvannet fra Groos (21,2 mg/l). Sandfiltrering førte imidlertid ikke til vesentlige endringer i fargetall eller UV-transmisjon. UV-transmisjon for utløpsvannet fra Groos og Saulekilen var på henholdsvis 39.3 og 52.8% etter filtrering (Vedlegg nr. 3). Dette tyder på at det er farge, og ikke partikler, som er avgjørende for UV-transmisjon.

Den signifikante forskjellen i TKB-konsentrasjon før UV-bestråling ble opprettholdt mellom avløpsvannene, hvor konsentrasjonen i utløpet fra Groos var signifikant høyere både før og etter filtreringen (Figur 7-34). Det ble oppnådd en reduksjon i TKB-konsentrasjon på 51.8% for Groos og 55.9% for Saulekilen. Anvendelse av sandfiltrering som det siste trinnet i renseprosessen før UV-behandling, førte til at det strengeste EU-kravet (kvalitetsklasse A) for vanningsvann ble oppnådd for Saulekilen-prøvene allerede ved en UV-dose på 13,3 mJ/cm², noe som tilsvarer en 5-log reduksjon (Tabell 7-26). I forhold til Groos-prøvene ble tilsvarende log-reduksjon oppnådd ved en UV-dose på 19,2 mJ/cm² (Tabell 7-26). Det ble imidlertid observert en økning i TKB-konsentrasjon ved den siste og høyeste UV-dosen på 26,4 mJ/cm², men det ble gjennom en kontrollprøve med destillert vann bekreftet at dette kun var tilfeldig forurensning.

Den forbedrede UV-effekten som ble oppnådd etter sandfiltrering i dette prosjektet samsvarer med resultatene oppnådd i flere studier [143], [155], [323], [347]. Effekten er knyttet til reduksjon av SS og turbiditet som korrelerer signifikant med UV-absorbans [132], noe som ifølge Harris et al. [332] kan redusere effektiviteten av UV-bestråling kraftig. Det har imidlertid blitt rapportert av Darby et al. [132] at SS i området 5-50 mg/l og turbiditet fra 0,5 til 12 NTU hadde en liten effekt på UV-absorbans. Dette samsvarer også med at hoveddelen av mikroorganismer i avløpsvann er assosiert med partikler, og spesielt at en stor andel av *E. coli* er tilstede i suspenderte partikler som er > 4,4 µm, og i den kolloidale formen av mindre partikler (< 4,4 > 0,45 µm). Liberti et al. [143] har også kommentert at turbiditet er mer relatert til TSS enn til kolloidalt materiale som mikroorganismer. Ifølge Liberti et al. sterk korrelasjon mellom TSS og turbiditet bekreftet viktigheten av TSS for UV-ytelse, siden UV-desinfeksjon hovedsakelig påvirkes av transmisjon, som igjen påvirkes negativt av turbiditet.

Desinfeksjonsdosene rapportert i flere studier [287], [307], [317], [323] er rundt 30-70 mJ/cm² for ufiltrert rensed avløpsvann. Mens i studien til Paraskeva og Graham [330] var det nødvendig med en økt UV-dose opp til 500 mJ/cm² for å oppnå en reduksjon i både totale koliforme og *E. coli* til 10 CFU/100 ml. Flere studier [143], [323], [347] har derimot rapportert om en vesentlig reduksjon i UV-dose etter at filtrering ble inkludert som det siste rensetrinnet før UV-bestråling. Dette er i samsvar med resultatene som ble oppnådd i dette prosjektet hvor nødvendig UV-dose etter utført

sandfiltrering ble redusert til henholdsvis 19,2 mJ/cm² for utløpsvannet fra Groos og 13,3 mJ/cm² for utløpsvannet fra Saulekilen. Lignende resultat ble rapportert i arbeidet til Das [323].

8.2.4 Potensiell innvirkning av fotoreaktivering og mørkereparasjon på vanningsvann

Fotoreaktivering og mørkereparasjon er to reparasjonsmekanismer som har vist seg å kunne redusere effekten av UV-bestråling som desinfeksjonsmetode [156], [161], [162] gjennom reaktivering av bakterier ved henholdsvis eksponering for, eller i mangel av, synlig lys etter bestråling. Studier [287], [312], [349], [350], [351] som har sammenlignet reaktiveringspotensialet til de to mekanismene har imidlertid konkludert med at det er fotoreaktivering som er den mest kritiske av de to. Forsøkene til Guo et al. [312] viste at fotoreaktiveringspotensialet er avhengig av UV-dosens størrelse (Figur 7-11). Bestråling med UV-dose på 5 mJ/cm², etterfulgt av lyseksponering i åtte timer, ga en maksimal reaktiveringseffekt på 28.73% i antall *E. coli*/ml (Tabell 7-13). Høyere UV-doser førte derimot til lavere nivåer av fotoreaktivering, samtidig som at den nødvendige reparasjonstiden økte. Dette samsvarer med resultatene til Hu et al. [350] og Yoon et al. [287], hvor [350] oppnådde et maksimalt fotoreaktiveringsnivå ved lyseksponering i 2-3 timer etter bestråling med lav UV-dose. Høyere UV-doser krevde derimot lengre reparasjonstid, samtidig som at oppnådd fotoreaktiveringsnivå avtok med økende dose (Figur 7-13). Resultatene til Yoon et al. [287] viste for *E. coli* en maksimal fotoreaktiveringseffekt på 4.43% etter bestråling med UV-dose på 6 mJ/cm² og lyseksponering i 12 timer (Tabell 7-14). Fotoreaktivering avtok også her med økende UV-dose. Kelner [353] og Li et al. [156] har rapportert om lignende funn i sine studier. Nødvendig UV-dose for å oppnå høy grad av inaktivering, når fotoreaktivering tas i betraktning, vil derimot variere i forhold til bakteriegruppe. I studien til Harris et al. [333] var det nødvendig med en UV-dose på 7,5 mJ/cm² for å oppnå 90% inaktivering av *E. coli*, mens det for fekale koliforme bakterier (FC) i henhold til Kashimada et al. [354] var nødvendig med 24 mJ/cm² for å oppnå samme inaktivering. Studien til Yoon et al. [287] viste at det ved UV-doser på 6 og 16 mJ/cm² var mulig å oppnå en inaktivering på 95-99.5%. I forhold til UV-skade kommenteres det i studiene til Guo et al. [312] og Hu et al. [350] at høye UV-doser gir større DNA-skader som det tar lengre tid å reparere, i tillegg til irreversible skader. Hver mikroorganisme har kun et visst antall fotolyase-enzymmer som kan reparere et begrenset antall dimere, noe som medfører at fullstendig reparasjon ved fotoreaktivering ikke er mulig [287], [312].

Mørkereparasjon har vist seg å være en mindre kritisk reparasjonsmekanisme enn fotoreaktivering. I følge Guo et al. [312] har *E. coli* et mørkereparasjonspotensial, men i likhet med fotoreaktivering er dette potensialet avhengig av størrelsen på UV-dosen som prøvene bestråles med. Resultatene viste at bestråling med 5 mJ/cm² og mørkeinkubasjon i fire timer medførte en økning i bakterieantall fra 2x10² til 10³ CFU/ml (Figur 7-12). Høyere UV-doser ga lavere nivåer av mørkereparasjon, og ble i studien karakterisert som ikke signifikante. I studien til Yoon et al. [287] var den prosentvise reaktiveringen for mørkereparasjon i området 0.01-1.13% for *E. coli* (Tabell 7-14), og avtok med økende UV-dose og eksponeringstid. Flere studier [156], [349], [350], [351], [352] har rapportert om tilsvarende resultater. Dette skyldes ifølge Zimmer og Slawson [352] behovet for flere enzymer for å reparere UV-skader i mørket. Reaktiveringsprosessen krever energi, og i mangel av dette vil færre bakterier bli reparert. En studie av Quek og Hu [161] har imidlertid vist at ulike stammer av *E. coli* kan reagere forskjellig i forhold til fotoreaktivering og mørkereparasjon. I studien varierte log-reparasjon

for henholdsvis fotoreaktivering og mørkereparasjon i områdene 10-85% og 13-28% for de ulike stammene.

Da sollys består av lys med forskjellige bølgelengder kan dette potensielt føre til både inaktivering av bakterier og fotoreaktivering, noe som vil kunne ha en innvirkning på bruk av UV-bestråling som desinfeksjonsmetode for vanningsvann. Studien til Yoon et al. [287] viste derimot at avløpsvannsprøver bestrålt med UV-dose på 6 mJ/cm^2 og eksponert for sollys, oppnådde en økende inaktivering av bakterier med økende eksponeringstid (Figur 7-15). Det konkluderes i studien med at det for landbruksvanning, dersom effekten av UV-reparasjon skal tas med, ser ut til at en UV-dose på 30 mJ/cm^2 vil være tilstrekkelig. Shafaei et al. [165] påpeker imidlertid at økende temperaturer kan føre til en økning i fotoreaktivering da høyere temperaturer gjør bakteriell reaktivering lettere. Det ble i studien observert en økning i fotoreaktivering fra 1 til 1.5% når temperaturen steg fra 10 til 15°C (Figur 7-16). Temperaturer over 15°C ga derimot ingen signifikante endringer i fotoreaktivering. Lignende resultater er rapportert av Salcedo et al. [153].

Da det i dette masterprosjektet ikke er utført egne forsøk med fotoreaktivering og mørkereparasjon vil det ikke være mulig å trekke noen direkte paralleller mellom resultatene oppnådd i de kommenterte studiene, og oppnådde UV-doser for inaktivering i dette prosjektet. De kommenterte studiene har imidlertid vist at fotoreaktivering og mørkereparasjon er mekanismer som kan påvirke effektiviteten til UV-bestråling som desinfeksjonsmetode, og som det derfor må tas hensyn til når rensset avløpsvann skal benyttes til vanningsvann. Det kommenteres for eksempel av Guo et al. [312] at selv ikke effekten av mørkereparasjon må undervurderes da den tiden vanningsvannet oppbevares mørkt i renseanlegget, eller under transport til sluttbruker, potensielt kan utgjøre en risiko for UV-reparasjon. Noen bakterier har også evnen til å overleve lengre enn andre, og på den måten kan medføre en helseisiko [161], [287]. Studiene [156], [287], [312], [350], [351], [333], [353], [354] har imidlertid vist at ved å benytte en tilstrekkelig UV-dose så vil fjerning av mikroorganismer kunne oppnås, samtidig som at reparasjonspotensialet blir minimert.

8.3 Nødvendigheten av å redusere driftsforstyrrelser og sikre tilfredsstillende hygienisk vannkvalitet

I forbindelse med gjenbruk av avløpsvann til vanningsformål, er viktigheten av å sikre tilfredsstillende vannkvalitet påpekt i flere studier [205], [208], [215, p. 149], [222, p. 6], [299], [300], [301], [302], [303]. Dette skyldes at konsekvensene kan bli svært alvorlige dersom dette ikke er tilfellet. Dette gjelder spesielt i tilfeller der rensset avløpsvann skal gjenbrukes til vanning av både landbruk- og landskapsarealer da vannet kan inneholde flere patogene mikroorganismer, kjemikalier og tungmetaller som kan føre til sykdom, og i verste fall dødsfall. Eksponeringsveiene kan være mange som illustrert i Figur 7-1, og inkluderer både direkte og indirekte kontakt med vanningsvannet. Vanning av vegetabler, som for eksempel salat, kål, tomater og jordbær, er spesielt kritisk da dette er matvekster som skal spises rå [205], [222, p. 14], [215, p. 149], [303]. Spesielt salat har et stort forurensningspotensial da den grunnet stor overflate kan holde på vanningsvann [222, p. 8]. Det har i en studie [222, p. 12] blitt påvist tilstedeværelse av *E. coli* i salat og persille henholdsvis 77 og 177

dager etter utplanting, noe som understreker viktigheten av tilstrekkelig desinfeksjon av vann som skal benyttes til vanningsformål.

Det er ikke bare selve vegetabilene som er utsatt for eventuelle forurensninger i vanningsvannet, også selve jordsmonnet kan bli påvirket. Det er i flere studier [301], [299], [304], [305] vist at vanning med gjenvunnet avløpsvann kan tilføre jorden viktige næringsstoffer, noe som vil kunne redusere behovet for syntetisk gjødsel. Men som det kommenteres av Helmecke et al. [301] vil det være utfordrende å finne en passende balanse mellom tilstrekkelig vannbehandling og tilpassing av næringsmengder til spesifikke avlingskrav og sesongvariasjoner. Høyt overskudd av næringsstoffer som, for eksempel nitrogen og karbon, er rapportert [302] at kan føre til overdreven aktivitet og vekst, samt negative innvirkninger på jordens porøsitet. Saltholdighet er en annen parameter som av flere [302], [301], [304], [299], [205] er trukket frem som spesielt viktig i forbindelse med gjenbruk av avløpsvann til vanningsvann. Dette skyldes at høyt saltinnhold kan påvirke både jordsmonn og avlingsvekst, og medføre en reduksjon i vannets hydrauliske ledningsevne. En slik reduksjon vil påvirke vannets infiltrasjonsevne, og dermed selve avlingsproduksjonen [302]. Studien til Katerji et al. [306] viste at spesielt mais har liten motstandsdyktighet mot økt saltinnhold. I land hvor mais er en viktig matkilde og et viktig eksportprodukt, kan en reduksjon i avlingsproduksjon medføre store økonomiske- og kostholdsmessige konsekvenser. Saltinnhold er dessuten vanskelig å fjerne uten bruk av avansert og kostbar teknologi [302].

I forhold til vanning av landskapsområder er det i henhold til Asano et al. [215, p. 150] arealer med høy grad av offentlig tilgang som er mest kritisk. Det er spesielt viktig at vanningsvannet som benyttes i områder hvor barn oppholder seg (parker, skolegårder og lekeplasser) holder høy kvalitet da barn gjennom lek og utfoldelse har høyere risiko for å komme i direkte kontakt med selve vannet, men også indirekte gjennom inntak av eller kontakt med forurenset jord [215, p. 150], [300]. Vanning av beiteområder med forurenset vann vil kunne føre til sykdom blant dyr, som deretter kan forplante seg videre til mennesker. Flere studier [208], [301], [205] har også vist at det kan være en fare for at for at skadelige mikroorganismer og andre uønskede stoffer kan påvirke drikkevannskvalitet gjennom akkumulering av forurensninger i grunnvann og overflatevann. Shakir et al. [208] kommenterer allikevel at denne risikoen er vanskelig å vurdere.

Det er på bakgrunn av alle de alvorlige konsekvensene som kan inntreffe ved vanning med forurenset vanningsvann viktig at vannet gjennomgår omfattende behandling for å sikre tilfredsstillende hygienisk kvalitet. UV-bestråling har som desinfeksjonsmetode flere fordeler som inkluderer blant annet inaktivering av patogene mikroorganismer og ingen avsettelse av biprodukter i vannet, men metoden er derimot sensitiv ovenfor flere driftsforstyrrelser som kan påvirke inaktiveringseffektiviteten (Figur 7-17). Det er nødvendig å oppnå tilstrekkelig UV-dose for inaktivering av mikroorganismer, og UV-dosen er avhengig av strålingsintensiteten til UV-lampene som benyttes. Denne strålingsintensiteten vil avta med alder [344], [357, p. 46], [356], og aldringen vil påvirkes av driftstid, antall av/på sykluser, energitilførsel, vanntemperatur og varmeoverføring fra lampene [357, p. 101], [356]. UV-lampenes effektivitet vil også påvirkes av beleggdannelse og strømkvalitet [357, p. 46]. UV-sensorene som skal detektere UV-intensiteten må være kalibrerte for at de skal kunne fungere optimalt, og beleggdannelse, drift og aldring er faktorer som kan virke inn på deres evne til å gjøre dette [357, p. 72]. UV-sensorens innkapsling må også være tilstrekkelig ren

for at ikke strømningsbilde, doseleveranse og intensitetsmåling skal bli påvirket [357, p. 72]. Bestrålingskammerets funksjon vil kunne påvirkes av flere hydrauliske forhold som for eksempel trykktap, trykkvariasjoner, undertrykk og trykkstøt [357, p. 90].

Tilstrekkelig hygienisk vannkvalitet må oppnås gjennom hele driftstiden til UV-anlegget. I den forbindelse vil gode og effektive kontroll- og monitoreringssystemer kunne være med på å sikre at dette blir oppnådd. Hensikten med et monitoreringssystem er å fange opp driftsforstyrrelser før de blir til feil. Dette vil gjøre det mulig å innføre korrigeringer uten at det blir nødvendig å stanse eller om dirigere vannet i systemet. Systemene må derfor være basert på en proaktiv tilnærming der symptomer på feil blir oppdaget på et så tidlig stadium som mulig, slik at iverksettelsen av tiltak kan igangsettes før det utvikler seg til problemer som kan påvirke vannkvaliteten. Hensikten er å gjøre det mulig å innføre korrigeringer i forkant. Ved hjelp av sensorsystemer og selvlærende dataprogramvare kan trolig de fleste feilsituasjoner løses før de utvikler seg i så stor grad at de gir driftsforstyrrelser. I forbindelse med for eksempel beleggdannelse som kan svekke UV-intensiteten, vil det være hensiktsmessig å benytte et sensorsystem som varsler når intensiteten synker til et vist forhåndsinnstilt prosentnivå slik at tiltak kan igangsettes uten at driften må stanses. Hvis det legges en sensor på renhet av vann i utløpet av renseanlegget kan dette være med på å forhindre at vann med dårlig vannkvalitet slippes ut og videreføres. Da kan systemet automatisk stenge og sende melding til driftspersonell for manuell retting. Dette må også være tilfellet ved hendelser som lampesvikt og strømbrudd. Slamflukt er en annen driftsforstyrrelse som det er svært viktig å ha kontroll på da en studie av Rawcliffe og Paulsrud [307] viste at UV-desinfisering i forhold til både *E. coli* og *Clostridium perfringens* sporer i tilfeller med slamflukt vil fungere svært dårlig (Figur 7-18 og Figur 7-19). Svikt i forutgående vannbehandling vil også kunne påvirke og føre til stans i UV-prosessen, og må derfor overvåkes.

I henhold til Eikebrokk et al. [374, p. 46] er det svært viktig at det blir utført jevnlig kontroll av UV-sensorer, vannføringsmålere og UV-transmisjonsmålere. Det kommenteres videre at drift og vedlikehold av UV-anlegg skal inkludere kontroll og skifte av UV-lamper, fjerning av belegg på kvartsglass og UV-sensorer, og kontroll av UV-sensor og UV-transmisjonsmålere mot referansesensorer [374, pp. 98-99]. Et monitoreringssystem som er basert på utstrakt bruk av sensorer og sanntidsovervåkning, vil kunne redusere behovet for å gjennomføre slike jevnlig kontroll da systemet selv vil si ifra når det trengs feilretting og vedlikehold. Dette kan føre til en reduksjon i nedetid på anlegget, da det ikke vil være nødvendig å «løpe» etter feilen, men heller ligge i forkant. Dette vil være svært viktig da svikt i driftskontroll, svikt i vedlikehold- og kalibreringsrutiner, i tillegg til regelrett manglende kontroll og tilsyn av UV-anlegg og UV-sensorer, er av Eikebrokk et al. [360, pp. 21-22], [356] trukket frem som forhold som kan påvirke effektiviteten til et UV-anlegg. Innføring av mer automatisk monitorering vil derfor kunne redusere sannsynligheten for menneskelig feil, sikre tilstrekkelig UV-desinfisering, og dermed forhindre alvorlige konsekvenser som følge av dårlig vannkvalitet. Liao, Liltved og Ratnaweera [276] har påpekt at slike systemdesign vil kunne være en utfordring da det vil kreve avanserte instrumenterings- og analyseprogrammer for å kunne oppdage og måle ulike konsentrasjonsparametre, men prisen på for eksempel kunstig intelligens i datasystemer har falt betraktelig de seneste årene slik at det i dag vil kunne være mulig å benytte avansert teknologi for å gjøre ting som for ikke lenge siden ble sett på som utenkelig. Det har for eksempel av Foschi et al. [335] blitt foreslått en «soft sensor» basert på en «black-box»

regresjonsmodell som skulle kunne benyttes til virtuell sanntidsmonitorering av *E. coli* konsentrasjoner.

8.4 Gjenbruk av avløpsvann som et bidrag i overgangen til sirkulær økonomi

Vann er verdens mest kritiske og viktigste naturressurs [185], [367] da det er en nødvendighet for alt liv på jorden [186], [187]. Ferskvann utgjør kun 2.5% av alt vann på jordens overflate (Figur 3-22), og nærmere to tredjedeler av det er utilgjengelig da det er nedfrosset i isbreer og iskapper (Figur 3-22). I dag er ferskvannsforekomstene under press fra blant annet menneskeskapt forurensning i forbindelse med økt industrialisering og befolkningsvekst, endringer i levesett, oljeutvinning, mikroplast og klimaforandringer [15, p. 411], [201], [202]. Bajkal og Aralsjøen er begge eksempler på ferskvannsinnsjøer som har blitt sterkt påvirket av forurensning i senere tid [198], [199], [200]. Vannmangel regnes derfor som et av de viktigste problemene som verden står ovenfor i det 21. århundre [13] da det påvirker alle sosiale og økonomiske sektorer, og utgjør en direkte trussel mot bærekraftigheten til verdens naturressurser [189]. Ifølge FNs prognoser [12] er det forventet at nærmere seks milliarder mennesker kan stå ovenfor en knapphet på rent vann innen år 2050. Tørkeperioder inntreffer stadig oftere, også i områder som historisk sett har vært forskånet hittil [21], [24], [22], [212], [213], [291].

Figur 3-23 illustrerer samlet globalt ferskvannsutttak fra 1900 til 2014, mens Figur 3-24 viser ferskvannsutttaket fordelt på sektor. Det kan tydelig ses at uttaket har vært enormt i de senere år, og at vanning står for størsteparten av forbruket. I henhold til FN [28] står jordbruk for hele 72% av verdens forbruk av ferskvann, noe som skyldes behovet for vanningsvann for å sikre tilstrekkelig avlingsproduksjon av god kvalitet. I forbindelse med økte klimaendringer, befolkningsvekst, urbanisering og økt forventning til bedring i levesett kan ikke denne uttakstrenden fortsette hvis fortsatt levedyktighet skal sikres for kommende generasjoner. Tilstrekkelig vanntilgang er en nødvendighet i landbruket, og mangel på dette vil kunne føre til store konsekvenser for matproduksjon, matsikkerhet og matberedskap [301], samt betydelige sosioøkonomiske ringvirkninger [301]. Den økte bekymringen omkring slike konsekvenser har derfor ført til at det gjennom FNs bærekraftsmål nr. 6 (Figur 7-20) oppfordres til å innføre økt gjenbruk av vann for å oppnå bærekraftig utvikling av verdens vannressurser. Det er i denne forbindelse at gjenbruk av rensert avløpsvann av flere [15, pp. 411, 652], [29], [30], [208], [209], [301] er trukket frem som potensiell løsning på utfordringene angående vannmangel, tørke og bevaring av ferskvannsressurser. Den sikreste vannkilden i en by er avløpsvann [15, p. 656], men avløpsvannet har tradisjonelt kun blitt sett på som avfall det har vært nødvendig å rense før det har blitt sluppet ut i ulike resipienter [15]. Unntaket har vært selve slammet som har blitt brukt til gjødsel. I den senere tid har derimot dette synet endret seg, og stadig flere ser nå de potensielle mulighetene som ligger i avløpsvannet, noe som har medført en økning i vanngjennvinningsprosjekter rundt om i verden [15], [31], [32], [33], [34], [291]. Det er i dag i henhold til FN [370] over 50 land som gjenbraker avløpsvann til jordbruksvanning, noe som tilsvarer ca. 10% av verdens landbruksarealer. Et slikt gjenbruk er spesielt utbredt i Israel og Kuwait, samt de amerikanske delstatene California og Florida (Tabell 7-15). I Israel er gjenbruk av avløpsvann en hovedkomponent i landets strategi for opprettholdelse av landbruksproduksjon i tørre regioner hvor vannmangel er et problem [291]. Tabell 7-15 viser

prosentandeler for kun 24 land, og sett i sammenheng med FNs tall som tilsier at det er over dobbelt så mange som gjenbraker avløpsvann til et slikt formål, vil dette bety at det er flere land som ikke vil offentliggjøre den informasjonen de har. Leonel et al. [291] kommenterer at dette i noen land kan skyldes frykt for økonomiske eksportkonsekvenser grunnet potensielle internasjonale bekymringer i forhold til mattrygghet. Dette illustrerer at aksept og holdninger til vanngjenvinning vil være en utfordring i forhold til økt implementering, noe som har blitt påpekt i flere studier [276], [300], [302], [212]. Resultater i [214], [208], [309], [205] har imidlertid vist at en holdningsendring kan være pågående, selv om bekymring angående negative helse- og miljøpåvirkninger fortsatt er tilstede i undersøkelsene til Saliba et al. [309] og Crute et al. [310]. Denne bekymringen har i undersøkelsene til Toze [302] og Po et al. [308] hatt en tendens til å bli mindre når det er avstandskonseppter involvert, som for eksempel i forbindelse med landbruksvanning.

Sirkulær økonomi er et system som tar utgangspunkt i prinsipper som bygger på naturens eget kretsløp, og hvor begrepene gjenbruk og resirkulering er sentrale. Et slikt system vil ifølge Voulvoulis [371] kunne ha potensialet til å skape synergier for omfattende gjenbruk av avløpsvann. Hensikten med en sirkulærøkonomisk modell er å utnytte naturressurser på en så effektiv og langsiktig måte som mulig, slik at minst mulig ressurser går tapt. I så henseende vil gjenbruk av rensset avløpsvann til vanningsformål bety å innføre en sirkulær prosess i naturens eget vannkretsløp gjennom at avløpsvann som har gjennomgått det store vannkretsløpet renses før det blir tilbakeført til naturen som vanningsvann. Det overskytende vannet renner således ut i ulike resipienter, før det deretter på nytt begynner på rundgangen i naturens eget vannkretsløp. Denne prosessen vil minimalisere uttaket av ferskvannsressurser ved at ferskvannet benyttes flere ganger før det går ut i resipientene. Sirkulær økonomi i denne forbindelse vil bety at selve sirkelprosessen holdes lokal, noe som blant annet vil innebære et redusert behov for å kjøpe vannoverføring over lengre strekninger. Dette vil resultere i et forbedret miljøfotavtrykk. Tendensen til en slik effekt kan allerede ses av grafen i Figur 3-24 som viser en utflating av ferskvannsutttaket i forbindelse med vanning. Det kan til og med se ut til at det inntreffer en liten nedgang fra 2014 og fremover som muligens kan ses i sammenheng med økt gjenbruk av rensset avløpsvann til vanningsformål rundt om i verden.

Det vil være nødvendig å innføre stadig flere og større vanngjennvinningsprosjekter på verdensbasis for å sikre en bærekraftig utvikling og bevaring av verdens ferskvannsressurser. I den forbindelse vil bred støtte og aksept fra forbrukere, aktører og myndigheter være nødvendig. Dette må sikres gjennom økt forskning på hvilke helse- og miljømessige konsekvenser en slik gjenbruk vil kunne medføre. Risikostyring må benyttes aktivt for å vurdere og finne tiltak i forbindelse med potensielle helse- og miljømessige risikoer. Det må også tilstrebes å oppnå økt åpenhet i forhold til informasjon om gjenvinningsprosjekter, da dette kan bidra til å øke tilliten til gjenbruk av vann, samt gjøre folk mer oppmerksomme på de positive fordelene en slik gjenbruk vil kunne medføre. Krav angående bruk av risikostyring, samt oppfordring til økt åpenhet, er fastsatt i EUs nye forordning angående minimumskrav til gjenbruk av vann [219], [220]. Det er viktig å ikke avfeie bekymringer som oppstår. Disse må møtes med troverdig informasjon som er basert på omfattende forskning og undersøkelser. Det må også videreformidles at avløpsvannet som gjenbrukes har gjennomgått omfattende rensing og desinfeksjon i henhold til kvalitetskrav som skal sikre fjerning og inaktivering av patogene mikroorganismer, kjemikalier, tungmetaller og andre potensielle skadelige stoffer. Det har av Saliba et al. [309] og Crute et al. [310] blitt foreslått å benytte informasjonskampanjer for å øke tilliten til

vanngjenbruk som en trygg vannkilde. Det er gjennom slike tiltak at det vil kunne bli mulig å innføre flere vanngjennvinningsprosjekter, og dermed føre til en bærekraftig utvikling og bevaring av ferskvannsressursene. Dette vil bidra til oppnåelse av FNs bærekraftsmål, som er et viktig ledd i målet om å innføre en mer sirkulær økonomi i verden.

9 Konklusjon

Det har blitt utarbeidet syv underspørsmål til hjelp for å kunne besvare forskerspørsmålet i dette prosjektet. Det har på bakgrunn av de oppnådde resultatene fra litteraturstudiet og casestudiet blitt trukket følgende konklusjoner:

Hvilke hygieniske kvalitetskrav må oppfylles for at kommunalt avløpsvann skal kunne benyttes som vanningsvann i Norge?

Dersom gjenbruk av rensed avløpsvann skal benyttes til vanningsformål i Norge må EUs forordning «Europaparlamentets og Rådets forordning (EU) nr. 2020/741 av 25. mai 2020 om minimumskrav til gjenbruk av vann» legges til grunn som minimumskrav, men strengere krav kan illegges av Norge.

Hvilke UV-doser må benyttes for å oppnå inaktivering av termotolerante koliforme bakterier som oppfyller gjeldende hygieniske kvalitetskrav for vanningsformål?

Nødvendig UV-dose for å oppnå inaktivering av termotolerante koliforme bakterier i henhold til det strengeste vannkvalitetskravet var 20 mJ/cm².

Hvordan påvirkes fotoreaktivering og mørkereparasjon ved ulike UV-doser?

Studier har avdekket at *E. coli* ved bestråling med UV-doser på 5-14 mJ/cm² og lyseksposering i 8-12 timer oppnådde en maksimal fotoreaktiveringseffekt i området 4,43-34%. Høyere UV-doser gir større DNA-skader, og dermed lavere nivåer av fotoreaktivering som det tar lengre tid å reparere. Nødvendig UV-dose for å oppnå høy inaktiveringsgrad når fotoreaktivering tas i betraktning vil derimot variere i forhold til bakteriegruppe. Mørkereparasjon er en mindre kritisk reparasjonsmekanisme enn fotoreaktivering, og reparasjon i området 0,003-0,29% ved bestråling med UV-doser på 6-16 mJ/cm² er rapportert for *E. coli*. Mørkereparasjonspotensialet avtar med økende UV-dose og eksponeringstid.

Hvordan påvirker ulike renseprosesser effektiviteten av UV-bestråling?

Effektiviteten til UV-desinfeksjon er avhengig av kvaliteten på avløpsvannet som skal behandles. Den maksimale log inaktiveringen som ble oppnådd på sekundærrenset avløpsvann var i gjennomsnitt 3,7. Det ble dermed ikke oppnådd tilstrekkelig høy log inaktivering med verken biologisk eller biologisk-kjemisk rensing av avløpsvannet. En 5-log inaktivering ble derimot oppnådd ved bruk av sandfiltrering som det siste rensetrinnet før UV-behandling.

Hvilke driftsforstyrrelser kan påvirke UV-inaktiveringen?

Driftsforstyrrelser som kan påvirke UV-inaktivering er dårlig vannkvalitet, svikt i strømforsyning og strømkvalitet, beleggdannelse, aldring av UV-lamper, svikt i drift- og vedlikeholdsrutiner, komponentsvikt, trykktap, trykkvariasjoner, undertrykk og trykkstøt.

Hvordan kan kvaliteten på vannet som går ut av UV-anlegget sikres automatisk?

Oppnåelse av tilstrekkelig vannkvalitet kan sikres automatisk gjennom utstrakt bruk av kontroll-og monitoreringssystemer som overvåker viktige kvalitetsparametre i sanntid. Dette kan oppnås gjennom bruk av et kalibrert sensorsystem og lagrede data som har en «dial-home» funksjonalitet som innebærer at monitoreringssystemet selv vil varsle relevant personell når det trengs feilretting og vedlikehold. Et slikt system vil også kunne automatisk stanse eller om dirigere vannet i UV-anlegget ved driftsforstyrrelser.

Hvordan kan gjenbruk av avløpsvann til vanningsformål bidra til en sirkulær prosess?

Siden sirkulær økonomi per definisjon går på gjenbruk av naturressurser og minimalisert uttak av disse, betyr gjenbruk av renet avløpsvann til vanningsvann en ekstra sirkel i kretsløpet før det igjen tilbakeføres til det store naturlige vannkretsløpet. Innføring av en slik sirkulær prosess, uten egentlig å bruke opp vannet, vil bidra til bevaring av verdens ferskvannsressurser.

Forskerspørsmålet i dette prosjektet har vært som følger:

Hvordan kan UV-bestråling benyttes som desinfeksjonsmetode for å kunne utnytte renet kommunalt avløpsvann som kvalitetssikkert vanningsvann i Norge?

Innhold av suspendert stoff, og mikroorganismers evne til å «lime seg fast» til partikler, er de faktorene som begrenser mulighetene for å oppnå strenge kvalitetskrav i forbindelse med UV-desinfeksjon. Sandfiltrering er derfor et nødvendig trinn i renseprosessen før UV-behandling. Effektiviteten av UV-bestråling økte betraktelig etter sandfiltrering. En kraftig reduksjon av suspendert stoff og turbiditet, samt en vesentlig reduksjon i TKB-konsentrasjon på henholdsvis 51.8% og 55.9%, ble oppnådd for vann fra Groos og Saulekilen renseanlegg.

Det viste seg at en UV-dose på 20 mJ/cm² førte til tilstrekkelig log inaktivering. Det anbefales imidlertid å øke denne dosen noe, da det må tas hensyn til faktorer som driftsforstyrrelser, UV-reparasjon og vannkvalitet. Noen mikroorganismer kan imidlertid kreve enda høyere UV-doser for å oppnå tilstrekkelig inaktivering. Det kan være mulig å oppnå tilstrekkelig vannkvalitet gjennom en mer utstrakt bruk av kontroll-og monitoreringssystemer som overvåker viktige kvalitetsparametre i sanntid.

De gode resultatene oppnådd med UV i kombinasjon med filtrering vil kunne resultere i en sikrere gjenbruk av avløpsvann.

10 Anbefalinger

Det har i løpet av arbeidet med denne masteroppgaven blitt avdekket flere temaer som det hadde vært både interessant og spennende å undersøke nærmere, men som det dessverre på grunn av prosjektets tidsbegrensning ikke har latt seg gjennomføre.

I forbindelse med litteraturstudiet i dette prosjektet ble det lagt merke til at mikrofiltrering ved flere anledninger ble nevnt som et potensielt desinfeksjonsalternativ til UV og ozon. Formålet med metoden er at det ved bruk av et membranfilter med porestørrelser skal være mulig å fjerne veldig små mikroorganismer slik at det ikke skal være nødvendig å benytte andre desinfeksjonsmetoder. Metoden er derimot svært ressurskrevende i form av blant annet høyt energibehov, og er derfor kun i noe grad benyttet på drikkevann. Det hadde vært interessant å utføre forsøk med denne metoden på avløpsvann for å undersøke hvilken effekt det eventuelt kunne gi, samt sammenligne ressursbruk og økonomi i forhold til UV-bestråling.

Det har ikke blitt gjennomført egne laboratorieforsøk angående UV-reparasjon i dette prosjektet, og fotoreaktivering og mørkereparasjon har derfor kun blitt undersøkt teoretisk gjennom kartlegging av tidligere forskning på området. Det ble i litteraturstudiet avdekket at mørkereparasjon i forbindelse med vanningsvann ikke må undervurderes. Den tiden som vannet blir oppbevart mørkt, i enten renseanlegg eller under transport, kan potensielt føre til en risiko for UV-reparasjon. Det hadde derfor vært interessant å utføre simuleringsforsøk for å undersøke hvilken eventuell effekt mørkereparasjon faktisk har på rensset avløpsvann som skal benyttes til vanningsvann.

Holdninger og aksept er trukket frem som en utfordring i forhold til å innføre økt gjenbruk av rensset avløpsvann til ulike formål. Det hadde derfor vært spennende å utføre en spørreundersøkelse blant et representativt utvalg av den norske befolkningen, samt landbruksnæringen, for å undersøke hvilke tanker de gjør seg angående gjenbruk av avløpsvann til vanningsvann i landbruket.

Utstrakt bruk av kontroll-og monitoreringssystemer som overvåker kvalitetsparametre i sanntid vil kunne føre til at driftsproblemer oppdages før de fører til driftsstans, det vil si at et potensielt problem kan rettes før det blir til en reell feil og eventuell forringelse av vannkvalitet. Det kunne derfor ha vært interessant å undersøke hvordan et slikt sensorsystem kunne utvikles, og om kvaliteten på vannet hadde holdt et jevnt kvalitetssikkert nivå.

Da resultatene i dette prosjektet har vist at filtrering bør inkluderes som et siste rensetrinn før UV-behandling, hadde det vært interessant å undersøke hvilke oppgraderinger som eventuelt må gjøres i dagens avløpsrenseanlegg for at rensset avløpsvann skal kunne benyttes som vanningsvann. Det ble i dette prosjektet ikke tatt hensyn til noen aspekter knyttet til økonomi, derfor hadde det vært hensiktsmessig å undersøke hvilke økonomiske konsekvenser en slik oppgradering ville kunne medføre.

Referanser

- [1] EUROPEAN COMMISSION, «Proposal for a REGULATION OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on minimum requirements for water reuse,» 28 May 2018. [Internett]. Available: https://ec.europa.eu/environment/water/pdf/water_reuse_regulation.pdf. [Funnet 16 February 2022].
- [2] R. Collins, P. Kristensen og N. Thyssen, «Water resources across Europe confronting water scarcity and drought: Office for Official Publications of the European Communities,» EEA, Copenhagen, 2009.
- [3] J. Hristov, J. Barreiro-Hurle, G. Salputra, M. Blanco og P. Witzke, «Reuse of treated water in European agriculture: Potential to address water scarcity under climate change,» *Agricultural Water Management*, vol. 251, p. 106872, 2021.
- [4] Z. Liao, H. Liltved og H. Ratnaweera, «From wastewater to drinking water - technologies, opportunities, and challenges,» NIVA, Oslo, 2012.
- [5] G. T. Daigger og G. V. Crawford, «Enhancing water system security and sustainability by incorporating centralized and decentralized water reclamation and reuse into urban water management systems,» *Journal of Environmental Engineering and Management*, vol. 17, nr. 1, pp. 1-10, 2007.
- [6] A. Hassen, M. Mahrouk, H. Ouzari, M. Cherif, A. Boudabous og J. J. Damelincourt, «UV disinfection of treated wastewater in a large-scale pilot plant and inactivation of selected bacteria in a laboratory UV device,» *Bioresource Technology*, vol. 74, nr. 2, pp. 141-150, 2000.
- [7] European Environment Agency, «Water reuse,» EEA, 2001. [Internett]. Available: <https://www.eea.europa.eu/help/glossary/eea-glossary/water-reuse>. [Funnet 18 February 2022].
- [8] L. Liberti, M. Notarnicola og D. Petruzzelli, «Advanced treatment for municipal wastewater reuse in agriculture. UV disinfection: parasite removal and by-product formation,» *Desalination*, vol. 152, nr. 1-3, pp. 315-324, 2003.
- [9] H. V. Smith og J. B. Rose, «Waterborne cryptosporidiosis: current status,» *Parasitology Today*, vol. 14, nr. 1, pp. 14-22, 1998.

- [10] L. Savioli, H. Smith og A. Thompson, «Giardia and Cryptosporidium join the 'neglected diseases initiative',» *Trends in parasitology*, vol. 22, nr. 5, pp. 203-208, 2006.
- [11] R. Mujeriego og T. Asano, «The role of advanced treatment in wastewater reclamation and reuse,» *Water Science and Technology*, vol. 40, nr. 4-5, pp. 1-9, 1999.
- [12] «The 2020 Human Development Report: The next frontier - Human Development and Anthropocene,» United Nations Development Programme , New York, 2020.
- [13] «Water scarcity,» United Nations Department of Economic and Social Affairs (UNDESA), 24 November 2014. [Internett]. Available: <https://www.un.org/waterforlifedecade/scarcity.shtml>. [Funnet 2 Februar 2022].
- [14] «Rent vann og gode sanitærforhold,» FN-sambandet , 9 Februar 2022. [Internett]. Available: <https://www.fn.no/om-fn/fns-baerekraftsmaal/rent-vann-og-gode-sanitaerforhold>. [Funnet 17 Februar 2022].
- [15] H. Ødegaard et al., Vann- og avløpsteknikk, 2. utgave, Hamar: Norsk Vann, 2014.
- [16] «World Population Prospects 2019 - Highlights,» United Nations Department of Economic and Social Affairs (UN DESA), New York, 2019.
- [17] M. Falkenmark, «Growing water scarcity in agriculture: future challenge to global water security,» *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, vol. 371, nr. 2002, 2013.
- [18] «Water scarcity - Addressing the growing lack of available water to meet children's needs,» UNICEF, [Internett]. Available: <https://www.unicef.org/wash/water-scarcity>. [Funnet 5 Mars 2022].
- [19] R. W. Hofste, P. Reig og L. Schleifer, «17 Countries, Home to One-Quarter of the World's Population, Face Extremely High Water Stress,» World Resources Institute (WRI), 6 August 2019. [Internett]. Available: <https://www.wri.org/insights/17-countries-home-one-quarter-worlds-population-face-extremely-high-water-stress>. [Funnet 5 Mars 2022].
- [20] «Tørke,» Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE), 28 Juni 2021. [Internett]. Available: <https://www.nve.no/naturfare/laer-om-naturfare/torke/>. [Funnet 5 Mars 2022].
- [21] H. M. Gjelten, J. H. Halleraker og J. Mamen, «Tørke,» Store Norske Leksikon, 19 Oktober 2021. [Internett]. Available: <https://snl.no/tørke>. [Funnet 5 Mars 2022].
- [22] M. Higgins et al., «A summer of heatwaves and drought for many: May–September 2018,» European Organisation for the Exploitation of Meteorological Satellites (EUMETSAT), 1 Mai

2018. [Internett]. Available: <https://www.eumetsat.int/summer-heatwaves-and-drought-many>. [Funnet 5 Mars 2022].
- [23] H. Colleuille, «Tørke- og flomåret 2018,» Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE), 11 Januar 2019. [Internett]. Available: <https://www.nve.no/nytt-fra-nve/nyheter-hydrologi/torke-og-flomaret-2018/>. [Funnet 5 Mars 2022].
- [24] «Tørke og flom i 2018 – er det klimaendringer?,» Norsk vannforening, 11 Januar 2019. [Internett]. Available: <https://vannforeningen.no/torke-og-flom-i-2018-er-det-klimaendringer/>. [Funnet 5 Mars 2022].
- [25] K. S. Isaksen og L.-B. Martinsen, «Tørkerekord i Nord-Norge – Per får ikke dusje etter klokken 20,» NRK, 3 Februar 2021. [Internett]. Available: <https://www.nrk.no/nordland/flere-kommuner-i-nordland-og-nord-norge-med-vannmangel-pa-grunn-av-torkerekord-1.15356479>. [Funnet 5 Mars 2022].
- [26] T. Means, «Climate change and droughts: What's the connection?,» Yale Climate Connections (YCC), 18 August 2021. [Internett]. Available: <https://yaleclimateconnections.org/2021/08/climate-change-and-droughts-whats-the-connection/>. [Funnet 5 Mars 2022].
- [27] «Climate Change 2021: The Physical Science Basis,» Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2021.
- [28] «Water Scarcity,» United Nations Water (UN Water), [Internett]. Available: <https://www.unwater.org/water-facts/scarcity/>. [Funnet 5 Mars 2022].
- [29] «Water Quality and Wastewater,» United Nations - UN water, [Internett]. Available: <https://www.unwater.org/water-facts/quality-and-wastewater/>. [Funnet 6 Mars 2022].
- [30] M. Hood, «Wastewater key to solving global water crisis: UN,» Phys.org, 22 Mars 2017. [Internett]. Available: <https://phys.org/news/2017-03-wastewater-key-global-crisis.html>. [Funnet 6 Mars 2022].
- [31] F. Ahmad, «Enriching Treated Wastewater Systems to Meet UAE's Growing Irrigation Needs,» Khalifa University, 21 September 2018. [Internett]. Available: <https://www.ku.ac.ae/enriching-treated-wastewater-systems-to-meet-uae-s-growing-irrigation-needs>. [Funnet 6 Mars 2022].
- [32] «In Singapore, 40 per cent of water supply comes from recycled sewage,» South China Morning Post, 11 August 2021. [Internett]. Available:

- <https://www.scmp.com/news/asia/southeast-asia/article/3144593/singapore-40-cent-water-supply-comes-recycled-sewage>. [Funnet 6 Mars 2022].
- [33] K. Monks, «From toilet to tap: Getting a taste for drinking recycled waste water,» CNN, 17 November 2015. [Internett]. Available: <https://edition.cnn.com/2014/05/01/world/from-toilet-to-tap-water/index.html>. [Funnet 6 Mars 2022].
- [34] «Basic Information about Water Reuse,» United States Environmental Protection Agency (EPA), [Internett]. Available: <https://www.epa.gov/waterreuse/basic-information-about-water-reuse>. [Funnet 17 April 2022].
- [35] «The 17 Goals,» United Nations - Department of Economic and Social Affairs, [Internett]. Available: <https://sdgs.un.org/goals>. [Funnet 6 Mars 2022].
- [36] «Water reuse - Regulation on minimum requirements for water reuse enters into force,» Directorate-General for the Environment (DG ENV), [Internett]. Available: <https://ec.europa.eu/environment/water/reuse.htm>. [Funnet 6 Mars 2022].
- [37] «SDG Goals. Ensure availability and sustainable management of water and sanitation for all,» United Nations Statistics Division (UNSD), Department of Economic and Social Affairs (DESA), [Internett]. Available: <https://unstats.un.org/sdgs/report/2019/goal-06/>. [Funnet 15 April 2022].
- [38] «Avløp,» Statsforvalteren i Agder, [Internett]. Available: <https://www.statsforvalteren.no/nb/agder/Miljo-og-klima/Forurensning/avlop/>. [Funnet 7 April 2022].
- [39] «Forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften),» Lovdata, 2004. [Internett]. Available: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/*. [Funnet 7 April 2022].
- [40] «Hvor havner sigevann og avløpsvann etter at det er renset?,» Mivanor, [Internett]. Available: <https://www.mivanor.no/faq/hvor-havner-sigevann-og-avlopsvann-etter-at-det-er-renset-article2299-1817.html>. [Funnet 7 April 2022].
- [41] «Kapittel 11-kommentarer, avløp: Kommentarer til forurensningsforskriftens kapittel 11 om generelle bestemmelser om avløp,» Miljødirektoratet, 10 Desember 2019. [Internett]. Available: <https://www.miljodirektoratet.no/regelverk/forskrifter/forurensningsforskriften/avlop-kommentarer/>. [Funnet 11 April 2022].

- [42] O. S. Garaas, «Økonomiske konsekvenser av fremmedvann i avløpssystemet til Asker kommune,» Masteroppgave, Fakultet for realfag og teknologi, Vann- og miljøteknikk, Norges Miljø- og biovitenskaplige universitet (NMBU), 2018.
- [43] «Regulering av avløp,» Miljødirektoratet, 13 Januar 2022. [Internett]. Available: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/forurensning/avlop/regulering-avlop/>. [Funnet 11 April 2022].
- [44] «Avløpsrensing,» Godt Vann Drammensregionen, [Internett]. Available: <https://www.godtvann.no/vann-og-avlop/avlopsrensing/>. [Funnet 11 April 2022].
- [45] «Avløp,» Norsk Vann, [Internett]. Available: <https://norskvann.no/faq-om-avlop/>. [Funnet 11 April 2022].
- [46] «Utnyttelse av ressursene i avløpsslam,» Norsk Vann, [Internett]. Available: <https://norskvann.no/interessepolitikk/ressursutnyttelse-i-avlopsslam/>. [Funnet 11 April 2022].
- [47] H. Ødegaard, «Kapittel 8 - Behandling av forsyningsvann,» i *Vann- og avløpsteknikk*, Trondheim, Norsk Vann, 2014, pp. 160-237.
- [48] Ø. Johansen, «Utslippsarrangement - Tekniske løsninger,» *Innlegg på seminar i Norsk Vannforening 4. juni 1991*, vol. 26, nr. 3, pp. 302-312, 1991.
- [49] Ø. Johansen, «Dyputslipp for avløp,» *Innlegg på fagtreff 11. november 1996*, vol. 31, nr. 4, pp. 534-548, 1996.
- [50] H. Ødegaard, «Kapittel 5 - Vannkvalitet og vannforurensning,» i *Vann- og avløpsteknikk*, Trondheim, Norsk Vann, 2014, pp. 104-133.
- [51] N. F. Gray, *Biology of wastewater treatment*, Oxford: Oxford University Press, 1989.
- [52] N. Abdel-Raouf, A. Al-Homaidan og I. Ibraheem, «Microalgae and wastewater treatment,» *Saudi Journal of Biological Sciences*, vol. 19, nr. 3, pp. 257-275, 2012.
- [53] T. H. Y. Tebbutt, *Principles of water quality control*. 3rd edition, Oxford: Pergamon Press, 1983.
- [54] S.-L. Lim, W.-L. Chu og S.-M. Phang, «Use of *Chlorella vulgaris* for bioremediation of textile wastewater,» *Bioresource technology*, vol. 101, nr. 19, pp. 7314-7322, 2010.

- [55] C. P. Gerba og J. E. Smith, «Sources of pathogenic microorganisms and their fate during land application of wastes,» *Journal of environmental quality*, vol. 34, nr. 1, pp. 42-48, 2005.
- [56] S. Toze, «PCR and the detection of microbial pathogens in water and wastewater,» *Water Research*, vol. 33, nr. 17, pp. 3545-3556, 1999.
- [57] T. H. Y. Tebbutt, «Aquatic microbiology and ecology,» i *Principles of water quality control. Fifth edition*, Oxford, Butterworth-Heinemann, 1998, pp. 39-50.
- [58] «Vannanalyser og grenseverdier,» Nedre Romerike Vannverk IKS og Nedre Romerike Avløpselskap IKS (NRVA), [Internett]. Available: <http://www.nrva.no/index.php/laboratoriet/vannanalyser-og-grenseverdier>. [Funnet 23 Mars 2022].
- [59] «Turbiditet,» Norsk Vann, [Internett]. Available: <https://kurs.norsk vann.no/mod/glossary/showentry.php?eid=1303>. [Funnet 28 Mars 2022].
- [60] «Ordbok (Søkeord: Turbiditet),» Norges geologiske undersøkelse (NGU), [Internett]. Available: <https://www.ngu.no/grunnvanninorge/ordbok>. [Funnet 25 Mars 2022].
- [61] «Kjemiske og fysiske stoffer i drikkevann,» Folkehelseinstituttet (FHI), 19 Mars 2021. [Internett]. Available: [https://www.fhi.no/nettpub/stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/](https://www.fhi.no/nettpub/stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/). [Funnet 28 Mars 2022].
- [62] «Turbidity and Water,» U.S. Geological Survey (USGS), 6 Juni 2018. [Internett]. Available: <https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/turbidity-and-water#overview>. [Funnet 28 Mars 2022].
- [63] «Temanotat – Kartlegging av bakgrunnsnivå og variasjoner i turbiditet,» Rambøll, Sweco, 2018.
- [64] E. Fladberg, «Turbiditet: Slik fungerer turbiditetsmålingen,» Teknisk Ukeblad Media AS, 2 Mai 2013. [Internett]. Available: <https://www.tu.no/artikler/vaeskeanalyse-turbiditet/218521>. [Funnet 28 Mars 2022].
- [65] «Turbidity - What is turbidity and why is it important?,» Village of Chase, British Columbia, [Internett]. Available: <http://chasebc.ca/chase-living/turbidity/>. [Funnet 28 Mars 2022].

- [66] «Forskrift om vannforsyning og drikkevann (drikkevannsforskriften),» 2017. [Internett]. Available: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868#KAPITTEL_1. [Funnet 21 Mars 2022].
- [67] «Suspendert stoff,» Norsk Vann, [Internett]. Available: <https://kurs.norskvann.no/mod/glossary/showentry.php?courseid=1&concept=Suspendert+stoff>. [Funnet 6 April 2022].
- [68] B. Campbell, «What is Total Suspended Solids (TSS)?,» Water & Wastes Digest (WWD), 16 April 2021. [Internett]. Available: <https://www.wwdmag.com/suspended-solids-monitors/what-total-suspended-solids-tss>. [Funnet 6 April 2022].
- [69] E. Levlin, «Conductivity measurements for controlling municipal waste-water treatment,» *Proceedings of a polish-Swedish-Ukrainian seminar*, pp. 51-62, 2010.
- [70] K. Hofstad, «Konduktivitet,» Store Norske Leksikon, 8 Mars 2018. [Internett]. Available: <https://snl.no/konduktivitet>. [Funnet 23 Mars 2022].
- [71] «Why Electrical Conductivity of Water is Important for Industrial Applications,» Sensorex, 10 August 2019. [Internett]. Available: <https://sensorex.com/2019/10/08/electrical-conductivity-water-important-industrial-applications/>. [Funnet 23 Mars 2022].
- [72] A. Jabbar, «Bruk av avisingsmidler på veinettet rundt Østensjøvannet, miljøkonsekvenser for jord og vann kvalitet,» Masteroppgave, Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Norges Miljø- og biovitenskaplige universitet (NMBU), 2018.
- [73] «Conductivity in Wastewater,» Hamilton Company, [Internett]. Available: <https://www.hamiltoncompany.com/process-analytics/applications/chemical/wastewater-treatment-chemistry/conductivity-in-wastewater>. [Funnet 25 Mars 2022].
- [74] «Vannanalyser og grenseverdier,» MjøsLab, [Internett]. Available: <https://www.vannanalyse.no/vannanalyser-og-grenseverdier/>. [Funnet 4 Mars 2022].
- [75] H. Liltved og E. Norgaard, «Humusfjerning ved bruk av den naturlige polymeren kitosan som koagulant,» *Tidsskriftet VANN*, nr. 3, pp. 489-498, 1999.
- [76] E. Gjessing, «Humus i vann - Hva vet vi og hva bør vi vite?,» *Kollokvium i Norsk Forening for Vassdragspleie og Vannhygiene*, vol. 13, nr. 2, pp. 129-141, 1978.

- [77] «VA ordbok (Søkeord: Fargetall),» Norsk Vann, [Internett]. Available: <https://kurs.norskvann.no/mod/glossary/view.php?id=676&mode=letter&hook=F&sortkey&sortorder&fullsearch=0&page=-1>. [Funnet 4 April 2022].
- [78] «Colour Removal,» Arvia Technology Ltd., [Internett]. Available: <https://arviatechnology.com/colour-removal/>. [Funnet 4 April 2022].
- [79] «pH,» Det matematisk-naturvitenskapelige fakultet, Institutt for biovitenskap, Universitetet i Oslo (UiO), 19 August 2019. [Internett]. Available: <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/p/ph.html>. [Funnet 21 Mars 2022].
- [80] B. Pedersen, «pH,» Store Norske Leksikon, 21 Desember 2020. [Internett]. Available: <https://snl.no/pH>. [Funnet 21 Mars 2022].
- [81] «Havforsuring,» Bjerknessenteret, 25 September 2019. [Internett]. Available: <https://bjerkn.es.uib.no/artikler/faktasider/havforsuring>. [Funnet 21 Mars 2022].
- [82] «pH in the Environment. What is pH?,» KnowYourH2O, [Internett]. Available: <https://www.knowyourh2o.com/outdoor-4/ph-in-the-environment>. [Funnet 21 Mars 2022].
- [83] «pH and Water,» U.S. Geological Survey (USGS), 22 Oktober 2019. [Internett]. Available: <https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/ph-and-water>. [Funnet 21 Mars 2022].
- [84] J. H. Halleraker, A. Hauge og H. Thaulow, «Drikkevann,» Store Norske Leksikon, 31 Mai 2021. [Internett]. Available: <https://snl.no/drikkevann>. [Funnet 21 Mars 2022].
- [85] «Hvordan lese en vannanalyse,» Profinor as, [Internett]. Available: <https://profinor.no/hvordan-leses-en-vannanalyse/>. [Funnet 21 Mars 2022].
- [86] R. Ashley, «Ask the Doctors – Is water with a high pH safe to drink?,» UCLA Health, 31 August 2018. [Internett]. Available: <https://connect.uclahealth.org/2018/08/31/ask-the-doctors-is-water-with-a-high-ph-safe-to-drink/>. [Funnet 21 Mars 2022].
- [87] T. H. Y. Tebbutt, «Characteristics of waters and wastewaters,» i *Principles of water quality control. Fifth edition*, Oxford, Butterworth-Heinemann, 1998, pp. 12-28.
- [88] P. Payment, M. Waite og A. Dufour, «Chapter 2 - Introducing parameters for the assessment of drinking water quality,» i *Assessing microbial safety of drinking water*

- improving approaches and methods: improving approaches and methods*, Geneva, OECD Publishing, 2003, pp. 47-77.
- [89] P. Bajpai, «Chapter 15 - Environmental Impact,» i *Biermann's Handbook of Pulp and Paper (Third Edition)*, Elsevier, 2018, pp. 325-348.
- [90] N. H. Omer, «Water quality parameters,» *Water quality-science, assessments and policy*, vol. 18, 2019.
- [91] S. Cole, I. Codling, W. Parr, T. Zabel, E. Nature og S. N. Heritage, «Guidelines for managing water quality impacts within UK European Marine sites,» *Natura*, 2000.
- [92] C. A. Lembi, «24 - CONTROL OF NUISANCE ALGAE,» i *Freshwater Algae of North America*, Burlington, Academic Press, 2003, pp. 805-834.
- [93] J. Louten, «Virus Structure and Classification,» *Essential Human Virology*, pp. 19-29, 2016.
- [94] V. Lazarova og A. Bahri, «Water reuse practices for agriculture,» i *Water reuse: An international survey of current practice, issues and needs*, London, IWA Publishing, 2008 , pp. 199-227.
- [95] Britannica, «Diversity of structure of bacteria,» Encyclopædia Britannica, Inc., [Internett]. Available: <https://www.britannica.com/science/bacteria/Diversity-of-structure-of-bacteria>. [Funnet 19 April 2022].
- [96] A. Warren og G. F. Esteban, «Chapter 2 - Protozoa,» i *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates (Fourth Edition)*, Boston, Academic Press, 2019, pp. 7-42.
- [97] B. S. Pritt, «Chapter 4 - Molecular Diagnostics in the Diagnosis of Parasitic Infection,» *Methods in Microbiology*, vol. 42, pp. 111-160, 2015.
- [98] G. T. Strickland og D. R. Hill, «106 - General Principles,» i *Hunter's Tropical Medicine and Emerging Infectious Disease (Ninth Edition)*, London, W.B. Saunders, 2013, pp. 793-795.
- [99] FHI, «Hva forteller mikrobiologiske drikkevannsanalyser?,» Folkehelseinstitutt, 30 April 2020. [Internett]. Available: <https://www.fhi.no/ml/drikkevann/nasjonal-vannvakt/Hva-forteller-mikrobiologiske-drikkevannsanalyser/>. [Funnet 18 April 2022].
- [100] K. Eckner, B.-T. Lunestad, L. Robertson og D. Grahek-Ogden, «Kvalitetskrav for vann til jordvanning. Uttalelse fra Faggruppen for hygiene og smittestoffer i Vitenskapskomiteen for mattrygghet,» Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM), 2014.
- [101] J. Snow, *On the mode of communication of cholera*, London: John Churchill, 1855.

- [102] T. Smith, «Notes on Bacillus coli communis and Related Forms,» *The American Journal of the Medical Sciences*, vol. 110, nr. 3, p. 283, 1895.
- [103] N. J. Horan, «7 - Faecal indicator organisms,» i *Handbook of water and wastewater microbiology*, Elsevier, 2003, pp. 105-112.
- [104] A. Patel, R. Singhanian, A. Pandey, V. Joshi, P. Nigam og C. Soccol, «ENTEROBACTERIACEAE, COLIFORMS AND E. COLI | Introduction,» i *Encyclopedia of Food Microbiology (Second Edition)*, Oxford, Academic Press, 2014, pp. 659-666.
- [105] R. Eden, «ENTEROBACTERIACEAE, COLIFORMS AND E. COLI | Classical and Modern Methods for Detection and Enumeration,» i *Encyclopedia of Food Microbiology (Second Edition)*, Oxford, Academic Press, 2014, pp. 667-673.
- [106] B. Cisneros, «Safe sanitation in low economic development areas,» *Treatise on Water Science*, p. 147, 2011.
- [107] Ø. Østensvik, «Ny drikkevannsforskrift-nye mikrobiologiske parametere og referansemetoder,» *Vann*, vol. 37, nr. 1, pp. 61-67, 2002.
- [108] E. Calatrava, «Other Streptococcus Species and Enterococcus,» *Encyclopedia of Infection and Immunity*, vol. 1, pp. 529-541, 2022.
- [109] H. Halkman og A. Halkman, «Indicator Organisms,» i *Encyclopedia of Food Microbiology (Second Edition)*, Oxford, Academic Press, 2014, pp. 358-363.
- [110] B. McClane, «Clostridium perfringens,» i *Encyclopedia of Toxicology (Third Edition)*, Oxford, Academic Press, 2014, pp. 987-988.
- [111] Lovdata, «Lov om vern mot forurensninger og om avfall (forurensningsloven),» 1 Juni 2021. [Internett]. Available: <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6>. [Funnet 19 Mars 2022].
- [112] Lovdata, «Forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften),» 1 Juli 2004. [Internett]. Available: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931>. [Funnet 19 Mars 2022].
- [113] H. Ødegaard, «Kapittel 14 Rensing av avløpsvann,» i *Vann- og avløpsteknikk*, Trondheim, Norsk Vann, 2014, pp. 410-547.
- [114] A. Sonune og R. Ghate, «Developments in wastewater treatment methods,» *Desalination*, vol. 167, pp. 55-63, 2004.

- [115] C. P. Gerba og I. L. Pepper, «Municipal wastewater treatment,» i *Environmental and pollution science*, Elsevier, 2019, pp. 393-418.
- [116] R. S. Dhodapkar og K. N. Gandhi, «Pharmaceuticals and personal care products in aquatic environment: chemicals of emerging concern?,» i *Pharmaceuticals and Personal Care Products: Waste Management and Treatment Technology*, Elsevier, 2019, pp. 63-85.
- [117] «Aqua 1 Grunnbok,» Gyldendal Norsk Forlag AS , [Internett]. Available: http://web2.gyldendal.no/undervisning/felles/pixdir20/?archive=aqua1&menuitem=menu_11_6&resultsource=menu_11_6&detailsource=image_337. [Funnet 24 Mars 2022].
- [118] M. Von Sperling, «Microbiology and ecology of wastewater treatment,» i *Basic principles of wastewater treatment*, IWA publishing, 2007, pp. 1-22.
- [119] S. Ahammad og T. Sreekrishnan, «Energy from wastewater treatment,» i *Bioremediation and Bioeconomy*, Delhi, Elsevier, 2016, pp. 523-536.
- [120] N. Tantak, N. Chandan og P. Raina, «Chapter 9 - An introduction to biological treatment and successful application of the aqua EMBR system in treating effluent generated from a chemical manufacturing unit: a case study,» i *Industrial Wastewater Treatment, Recycling and Reuse*, Oxford, Butterworth-Heinemann, 2014, pp. 369-397.
- [121] M. Roy og R. Saha, «Dyes and their removal technologies from wastewater: A critical review,» *Intelligent Environmental Data Monitoring for Pollution Management*, pp. 127-160, 2021.
- [122] M. Samer, «Biological and chemical wastewater treatment processes,» *Wastewater treatment engineering*, vol. 150, p. 212, 2015.
- [123] V. K. Gupta, I. Ali, T. A. Saleh, A. Nayak og S. Agarwal, «Chemical treatment technologies for waste-water recycling—an overview,» *Rsc Advances*, vol. 2, nr. 16, pp. 6380-6388, 2012.
- [124] V. Gitis og N. Hankins, «Water treatment chemicals: Trends and challenges,» *Journal of Water Process Engineering*, vol. 25, pp. 34-38, 2018.
- [125] H. Ødegaard og I. Karlsson, «Chemical wastewater treatment—value for money,» i *Chemical water and wastewater treatment III*, Springer, 1994, pp. 191-209.
- [126] N. Gray, «Chapter 20 - Physico-chemical Treatment Processes,» i *Water Technology (Second Edition)*, Oxford, Butterworth-Heinemann, 2005, pp. 535-571.

- [127] C. Shah, «Which Physical, Chemical and Biological Parameters of water determine its quality,» 2017.
- [128] M. Umar, F. Roddick og L. Fan, «Moving from the traditional paradigm of pathogen inactivation to controlling antibiotic resistance in water-Role of ultraviolet irradiation,» *Science of the Total Environment*, vol. 662, pp. 923-939, 2019.
- [129] L. Liberti, M. Notarnicola og A. Lopez, «Advanced treatment for municipal wastewater reuse in agriculture. III-Ozone disinfection,» *Ozone: science & engineering*, vol. 22, nr. 2, pp. 151-166, 2000.
- [130] H. Mamane, «Impact of particles on UV disinfection of water and wastewater effluents: a review,» *Reviews in Chemical Engineering*, vol. 24, nr. 2-3, pp. 67-157, 2008.
- [131] «WHAT IS THE ULTRAVIOLET (UV) LIGHT?,» Sanuvox | Digital Agency Montreal, 2022. [Internett]. Available: <https://sanuvox.com/the-uv-process/>. [Funnet 23 April 2022].
- [132] J. L. Darby, K. E. Snider og G. Tchobanoglous, «Ultraviolet disinfection for wastewater reclamation and reuse subject to restrictive standards,» *Water environment research*, vol. 65, nr. 2, pp. 169-180, 1993.
- [133] B. Eikebrokk, C. Ræstad, L. J. Hem og K. O. Gjerstad, «Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann,» Norsk vann, Hamar, 2008.
- [134] M.-T. Guo og C. Kong, «Antibiotic resistant bacteria survived from UV disinfection: Safety concerns on genes dissemination,» *Chemosphere*, vol. 224, pp. 827-832, 2019.
- [135] C. a. G. R. Hallmich, «Effect of pre-and post-UV disinfection conditions on photoreactivation of fecal coliforms in wastewater effluents,» *Water research*, vol. 44, nr. 9, pp. 2885-2893, 2010.
- [136] FHI, «Vannrapport 127 Vannforsyning og helse – veiledning i drikkevannshygiene,» Folkehelseinstituttet, Oslo, 2016.
- [137] I. Płonka og B. Pieczykolan, «Chapter 8. Thermal methods, ultraviolet radiation, and ultrasonic waves for the treatment of waterborne pathogens,» i *Waterborne Pathogens*, Butterworth-Heinemann, 2020, pp. 143-167.
- [138] S. Morita, A. Namikoshi, T. Hirata, K. Oguma, H. Katayama, S. Ohgaki, N. Motoyama og M. Fujiwara, «Efficacy of UV irradiation in inactivating *Cryptosporidium parvum* oocysts,» *Applied and environmental microbiology*, vol. 68, nr. 11, pp. 5387-5393, 2002.

- [139] K. G. Linden, G.-A. Shin, G. Faubert, W. Cairns og M. D. Sobsey, «UV disinfection of *Giardia lamblia* cysts in water,» *Environmental science & technology*, vol. 36, nr. 11, pp. 2519-2522, 2002.
- [140] J. Foschi, A. Turolla og M. Antonelli, «Artificial neural network modeling of full-scale UV disinfection for process control aimed at wastewater reuse,» *Journal of Environmental Management*, vol. 300, p. 113790, 2021.
- [141] J. C. Chang, S. F. Ossoff, D. C. a. D. M. H. Lobe, C. M. Dumais, R. G. Qualls og J. D. Johnson, «UV inactivation of pathogenic and indicator microorganisms,» *Applied and environmental microbiology*, vol. 49, nr. 6, pp. 1361-1365, 1985.
- [142] B. F. Severin, M. T. Suidan og R. S. Engelbrecht, «Effect of temperature on ultraviolet light disinfection,» *Environmental science & technology*, vol. 17, nr. 12, pp. 717-721, 1983.
- [143] L. Liberti, M. Notarnicola, G. Boghetich og A. Lopez, «Advanced treatment for municipal wastewater reuse in agriculture. UV disinfection: bacteria inactivation,» *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*, vol. 50, nr. 5, pp. 275-285, 2001.
- [144] H. J. Morowitz, «Absorption effects in volume irradiation of microorganisms,» *Science*, vol. 111, nr. 2879, pp. 229-230, 1950.
- [145] «Incubation,» *Encyclopedia Britannica*, 2016 Oktober 2016. [Internett]. Available: <https://www.britannica.com/science/incubation-of-eggs>. [Funnet 12 April 2022].
- [146] T. Tønjum, «Dyrking av mikroorganismer,» *Store Medisinske Leksikon*, 14 Februar 2020. [Internett]. Available: https://sml.snl.no/dyrking_av_mikroorganismer. [Funnet 12 April 2022].
- [147] E. Kåss, «Inkubator,» *Store Medisinske Leksikon*, 16 September 2019. [Internett]. Available: <https://sml.snl.no/inkubator>. [Funnet 12 April 2022].
- [148] M. Sargen, «How Microbes Grow,» *Science in the News*, 20 Juli 2020. [Internett]. Available: <https://sitn.hms.harvard.edu/flash/2020/how-microbes-grow/>. [Funnet 12 April 2022].
- [149] J. Berestecky, «Physical Factors That Affect Microbial Growth,» *Kapi'olani College, The University of Hawai'i*, [Internett]. Available: <https://www2.hawaii.edu/~johnb/micro/m140/syllabus/week/handouts/m140.9.1.html>. [Funnet 12 April 2022].

- [150] «Hva forteller mikrobiologiske drikkevannsanalyser?», Folkehelseinstituttet (FHI), 30 April 2020. [Internett]. Available: <https://www.fhi.no/ml/drikkevann/nasjonal-vannvakt/Hva-forteller-mikrobiologiske-drikkevannsanalyser/>. [Funnet 12 April 2022].
- [151] B. Myrvang og B. Stammler, «Inkubasjonstid», Store Medisinske Leksikon, 29 Desember 2021. [Internett]. Available: <https://sml.snl.no/inkubasjonstid>. [Funnet 12 April 2022].
- [152] V. V. Yurkov og H. van Gernerden, «Impact of light/dark regimen on growth rate, biomass formation and bacteriochlorophyll synthesis in *Erythromicrobium hydrolyticum*», *Archives of microbiology*, vol. 159, nr. 1, pp. 84-89, 1993.
- [153] I. Salcedo, J. A. Andrade, J. M. Quiroga og E. Nebot, «Photoreactivation and Dark Repair in UV-Treated Microorganisms: Effect of Temperature», *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 73, nr. 5, pp. 1594-1600, 2007.
- [154] H. Liltved, «Disinfection of Water in Aquaculture: Factors Influencing the Physical and Chemical Inactivation of Microorganisms», Norwegian College of Fishery Science, University of Tromsø, Norway, 2000.
- [155] V. Lazarova, P. Savoye, M. L. Janex, E. R. Blatchley og M. Pommepuy, «Advanced Wastewater Disinfection Technologies: State of the Art and Perspectives», *Water Science and Technology*, vol. 40, nr. 4-5, pp. 203-213, 1999.
- [156] G.-Q. Li, W.-L. Wang, Z.-Y. Huo, Y. Lu og H.-Y. Hu, «Comparison of UV-LED and low pressure UV for water disinfection: Photoreactivation and dark repair of *Escherichia coli*», *Water Research*, vol. 126, pp. 134-143, 2017.
- [157] M. Kciuk, B. Marciniak, M. Mojzych og R. Kontek, «Focus on UV-Induced DNA Damage and Repair—Disease Relevance and Protective Strategies», *International Journal of Molecular Sciences*, vol. 21, nr. 19, p. 7264, 2020.
- [158] «Ultrafiolett stråling», Universitetet i Oslo (UiO), Det matematisk-naturvitenskapelige fakultet, Institutt for biovitenskap, 18 Februar 2019. [Internett]. Available: <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/u/ultrafiolett-straling.html>. [Funnet 9 Mars 2022].
- [159] C. Mathisen, «Effekter av UV-stråling på embryonalutvikling, vekst og morfologi hos *Daphnia magna*», Hovedoppgave i biologi, Biologisk institutt, Universitetet i Oslo, Oslo, 2003.
- [160] H. Aarnes, «Fotolyaser», Store Norske Leksikon, 31 Mai 2021. [Internett]. Available: <https://snl.no/fotolyaser>. [Funnet 9 Mars 2022].

- [161] P. H. Quek og J. Hu, «Indicators for photoreactivation and dark repair studies following ultraviolet disinfection,» *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, vol. 35, nr. 6, p. 533, 2008.
- [162] C. Hallmich og R. Gehr, «Effect of pre-and post-UV disinfection conditions on photoreactivation of fecal coliforms in wastewater effluents,» *Water research*, vol. 44, nr. 9, pp. 2885-2893, 2010.
- [163] H. Liltved og B. Landfald, «Desinfeksjon av vann i fiskeoppdrett - faktorer som påvirker fiskepatogene bakteriers følsomhet overfor UV-bestråling,» *Vann*, vol. 30, nr. 3, pp. 386-394, 1995.
- [164] S. H. Moss og D. J. G. Davies, «Interrelationship of repair mechanisms in ultraviolet-irradiated *Escherichia coli*,» *Journal of Bacteriology*, vol. 120, nr. 1, pp. 15-23, 1974.
- [165] S. Shafaei, N. Klammerth, Y. Zhang, K. McPhedran, J. R. Bolton og M. G. El-Din, «Impact of environmental conditions on bacterial photoreactivation in wastewater effluents,» *Environmental Science: Processes & Impacts*, vol. 19, nr. 1, pp. 31-37, 2017.
- [166] «Seiglivede bakterier,» Teknisk Ukeblad (TU), 19 Juni 2001. [Internett]. Available: <https://www.tu.no/artikler/seiglivede-bakterier/272477>. [Funnet 9 Mars 2022].
- [167] W. Harm, Biological effects of ultraviolet radiation, United Kingdom: University Press, 1980.
- [168] R. P. Sinha og D.-P. Häder, «UV-induced DNA damage and repair: a review,» *Photochemical & Photobiological Sciences*, vol. 1, nr. 4, pp. 225-236, 2002.
- [169] K. Tsukada, R. Yoshihara, S. Hatakeyama, A. Ichiishi og S. Tanaka, «A partial photoreactivation defect phenotype is not due to unrepaired ultraviolet-induced pyrimidine dimers in ultraviolet-sensitive mutants of *Neurospora crassa*,» *Genes & Genetic Systems*, vol. 95, nr. 6, pp. 281-289, 2020.
- [170] C. S. Rupert, «Photoenzymatic repair of ultraviolet damage in DNA: I. Kinetics of the reaction,» *The Journal of general physiology*, vol. 45, nr. 4, pp. 703-724, 1962.
- [171] E. L. Stover, C. N. Haas, K. L. Rakness og O. K. Scheible, «Design Manual. Municipal wastewater disinfection. EPA/625/1-86/021,» U.S. Environmental Protection Agency. Center for Environmental Research Information, Cincinnati, OH, 1986.

- [172] W. Harm, «Dark repair of photorepairable UV lesions in Escherichia coli,» *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, vol. 6, nr. 1, pp. 25-35, 1968.
- [173] A. P. M. Eker, L. Formenoy og L. E. A. De Wit, «Photoreactivation in the extreme halophilic archaeobacterium Halobacterium cutirubrum,» *Photochemistry and photobiology*, vol. 53, nr. 5, pp. 643-651, 1991.
- [174] A. Stori, «Monomer,» Store Norske Leksikon, 7 November 2021. [Internett]. Available: <https://snl.no/monomer>. [Funnet 13 April 2022].
- [175] C. B. Sonnenberg, «Nukleotider,» Store Norske Leksikon, 3 Desember 2021. [Internett]. Available: <https://snl.no/nukleotider>. [Funnet 14 April 2022].
- [176] «Exonucleases,» Biocompare, [Internett]. Available: <https://www.biocompare.com/Nucleic-Acid-Purification/7252-Exonucleases/>. [Funnet 14 April 2022].
- [177] S. Basu, J. Page og I. W. Wei, «UV disinfection of treated wastewater effluent: influence of color, reactivation and regrowth of coliform bacteria,» *Environmental Engineer: Applied Research and Practice*, vol. 4, pp. 1-8, 2007.
- [178] V. Verbenko, «SOS Repair,» i *Brenner's Encyclopedia of Genetics (Second Edition)*, Academic Press, 2013, pp. 489-491.
- [179] L. Martinsen, «DNA,» Store Norske Leksikon, 4 November 2020. [Internett]. Available: <https://snl.no/DNA>. [Funnet 14 April 2022].
- [180] F. S. Collins, «Double Helix,» National Human Genome Research Institute (NHGRI), [Internett]. Available: <https://www.genome.gov/genetics-glossary/Double-Helix>. [Funnet 14 April 2022].
- [181] S. M. Carr, «Repair of Thymine-Thymine dimers,» Memorial University of Newfoundland, 2014. [Internett]. Available: https://www.mun.ca/biology/scarr/Thymine_Dimer_Repair.html. [Funnet 14 April 2022].
- [182] P. S. Fitt, N. Sharma og G. Castellanos, «A comparison of liquid-holding recovery and photoreactivation in halophilic and non-halophilic bacteria,» *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Gene Structure and Expression*, vol. 739, nr. 1, pp. 73-78, 1983.
- [183] B. Eikebrokk, «UV-desinfeksjon av drikkevann,» Norsk vannforening, 2009.

- [184] C. Ray og R. Jain, «Chapter 4. Disinfection Systems,» i *Low cost emergency water purification technologies: integrated water security series*, Oxford, Butterworth-Heinemann, 2014, pp. 55-83.
- [185] M. Asrafuzzaman, A. N. M. Fakhrudin og M. Hossain, «Reduction of Turbidity of Water Using Locally Available Natural Coagulants,» *International Scholarly Research Notices* 2011, 2011.
- [186] «Why We're Protecting Freshwater Environments,» World Wide Fund for Nature (WWF), [Internett]. Available: <https://www.wwf.org.uk/what-we-do/protecting-our-rivers-lakes-and-freshwater>. [Funnet 15 April 2022].
- [187] «Vann,» Sabima, [Internett]. Available: <https://www.sabima.no/trua-natur/vann/>. [Funnet 15 April 2022].
- [188] «Freshwater,» National Geographic Society, [Internett]. Available: <https://www.nationalgeographic.org/education/freshwater/>. [Funnet 15 April 2022].
- [189] «Coping with water scarcity. Challenge of the twenty-first century,» United Nations Water (UN-Water), Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2007.
- [190] «Physical and Economic Water Scarcity,» World Resources Institute (WRI), 14 Januar 2009. [Internett]. Available: <https://www.wri.org/data/physical-and-economic-water-scarcity>. [Funnet 15 April 2022].
- [191] G. d. Marsily og R. Abarca-del-Rio, «Water and Food in the Twenty-First Century,» *Surveys in Geophysics*, pp. 313-337, 2015.
- [192] M. Petruzzello, «Water scarcity,» Encyclopaedia Britannica, [Internett]. Available: <https://www.britannica.com/topic/water-scarcity>. [Funnet 15 April 2022].
- [193] «The State of Food and Agriculture (SOFA),» Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2020.
- [194] Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), «The future of food and agriculture – Alternative pathways to 2050,» Roma, 2018.
- [195] K. Hofstad og T. H. Bakken, «Akvifer,» Store Norske Leksikon, 19 Desember 2019. [Internett]. Available: <https://snl.no/akvifer>. [Funnet 15 April 2022].
- [196] Water Science School, «The distribution of water on, in, and above the Earth,» U.S. Geological Survey (USGS), 25 Oktober 2019. [Internett]. Available:

- <https://www.usgs.gov/media/images/distribution-water-and-above-earth>. [Funnet 15 April 2022].
- [197] H. Thaulow, «Vannressurser,» Store Norske Leksikon, 11 Mai 2021. [Internett]. Available: <https://snl.no/vannressurser>. [Funnet 15 April 2022].
- [198] A. Moe, «Bajkal,» Store Norske Leksikon, 2019 Mars 2019. [Internett]. Available: <https://snl.no/Bajkal>. [Funnet 15 April 2022].
- [199] C. F. Wedul, «Aralsjøen,» Store Norske Leksikon, 10 Januar 2022. [Internett]. Available: <https://snl.no/Aralsjøen>. [Funnet 15 April 2022].
- [200] D.-H. Chen, «Water: The country that brought a sea back to life,» BBC, 23 Juli 2018. [Internett]. Available: <https://www.bbc.com/future/article/20180719-how-kazakhstan-brought-the-araal-sea-back-to-life>. [Funnet 16 April 2022].
- [201] «Climate Implications – Lakes, Rivers and Streams,» Environmental Resilience Institute, Indiana University, [Internett]. Available: <https://eri.iu.edu/erit/implications/lakes-rivers-streams.html>. [Funnet 16 April 2022].
- [202] J. Xu, R. E. Grumbine, A. Shrestha, M. Eriksson, X. Yang, Y. U. N. Wang og A. Wilkes, «The melting Himalayas: cascading effects of climate change on water, biodiversity, and livelihoods,» *Conservation Biology*, vol. 23, nr. 3, pp. 520-530, 2009.
- [203] A. Facchini og S. Laville, «Chilean villagers claim British appetite for avocados is draining region dry,» *The Guardian*, 17 Mai 2018. [Internett]. Available: <https://www.theguardian.com/environment/2018/may/17/chilean-villagers-claim-british-appetite-for-avocados-is-draining-region-dry>. [Funnet 16 April 2022].
- [204] H. Ritchie og M. Roser, «Water Use and Stress,» *Our World in Data*, 2017.
- [205] N. Ungureanu, V. Vlăduț og G. Voicu, «Water scarcity and wastewater reuse in crop irrigation,» *Sustainability*, vol. 12, nr. 21, p. 9055, 2020.
- [206] P. Butenschøn, «Urbanisering,» Store Norske Leksikon, 18 Juli 2020. [Internett]. Available: <https://snl.no/urbanisering>. [Funnet 16 April 2022].
- [207] «Urban Development,» The World Bank, 20 April 2020. [Internett]. Available: <https://www.worldbank.org/en/topic/urbandevelopment/overview#1>. [Funnet 16 April 2022].

- [208] E. Shakir, Z. Zahraw og A. H. M. Al-Obaidy, «Environmental and health risks associated with reuse of wastewater for irrigation,» *Egyptian Journal of Petroleum*, vol. 26, nr. 1, pp. 95-102, 2017.
- [209] L. Rizzo et al., «Best available technologies and treatment trains to address current challenges in urban wastewater reuse for irrigation of crops in EU countries,» *Science of the Total Environment*, vol. 710, p. 136312, 2020.
- [210] «Drought,» California Department of Water Resources (DWR), [Internett]. Available: <https://water.ca.gov/water-basics/drought>. [Funnet 16 April 2022].
- [211] «Water stress,» European Environment Agency (EEA), [Internett]. Available: <https://www.eea.europa.eu/archived/archived-content-water-topic/wise-help-centre/glossary-definitions/water-stress>. [Funnet 16 April 2022].
- [212] D. Bixio, C. Thoeve, J. De Koning, D. Joksimovic, D. Savic, T. Wintgens og T. Melin, «Wastewater reuse in Europe,» *Desalination*, vol. 187, nr. 1-3, pp. 89-101, 2006.
- [213] European Environment Agency (EEA), «Water stress is a major and growing concern in Europe,» 27 Oktober 2021. [Internett]. Available: <https://www.eea.europa.eu/highlights/water-stress-is-a-major>. [Funnet 16 April 2022].
- [214] B. S. Choudri og Y. Charabi, «Health effects associated with wastewater treatment, reuse, and disposal,» *Water Environment Research*, vol. 91, nr. 10, pp. 976-983, 2019.
- [215] T. Asano, F. L. Burton, H. L. Leverenz, R. Tsuchihashi og G. Tchobanoglous, *Water Reuse. Issues, Technologies, and Applications (1st ed.)*, Metcalf & Eddy, Inc, 2007.
- [216] B. Jiménez og T. Asano, «Water reuse: An international survey of current practice, issues and needs,» 2008.
- [217] A. L. Solheim et al., «Forslag til miljømål og klassegrenser for fysiske-kjemiske parametre i innsjøer og elver, og egnethet for brukerinteresser,» NIVA - Norsk institutt for vannforskning, 2008.
- [218] L. Braune, G. Onel, T. Borisova og P. Useche, «Regulations Governing the Usage of Reclaimed Water as an Alternative Water Source for Agricultural Irrigation in Florida,» 13 April 2021. [Internett]. Available: <https://edis.ifas.ufl.edu/publication/FE1091>. [Funnet 28 April 2022].

- [219] Directorate-General for Environment (DG ENV), «Regulation on minimum requirements for water reuse enters into force,» European Union (EU), [Internett]. Available: <https://ec.europa.eu/environment/water/reuse.htm>. [Funnet 20 April 2022].
- [220] European Union (EU), «REGULATION (EU) 2020/741 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 25 May 2020 on minimum requirements for water reuse,» *Official Journal of the European Union*, nr. 63, 2020.
- [221] «Posisjonsnotat: Regelverk for rensing av avløpsvann til vanning av landbruksprodukter,» Regjeringen, [Internett]. Available: <https://www.regjeringen.no/no/sub/eos-notatbasen/notatene/2019/apr/regelverk-for-rensing-av-avlopsvann-til-vanning-av-landbruksprodukter/id2857784/>. [Funnet 28 April 2022].
- [222] K. Eckner, B.-T. Lunestad, L. Robertson og D. Grahek-Ogden, «Kvalitetskrav for vann til jordvanning,» Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM), 2014.
- [223] «Groos Renseanlegg,» Grimstad Kommune.
- [224] C. M. Hurtig, «Kapasitetsvurdering for hovedavløpssystemet i Arendal kommune ved bruk av SWMM,» Masteroppgave, Fakultet for realfag og teknologi, Norges Miljø- og biovitenskaplige universitet (NMBU), Arendal, 2019.
- [225] Grimstad Komunne, «Groos renseanlegg,» [Internett]. Available: https://www.grimstad.kommune.no/_f/p1/i266779b9-6a37-4cd1-b793-8411b5282c84/groos-reseanlegg-brosjyre.pdf. [Funnet 19 Mai 2022].
- [226] Arendal kommune, «Hovedplan vannforsyning og avløp,» 1 September 2014. [Internett]. Available: https://www.arendal.kommune.no/_f/p1/ib8db9ac4-2dfb-4f91-a55e-3467cfa2e521/hovedplan_vann_avlop_2014_2023.pdf. [Funnet 19 Mai 2022].
- [227] L. Haaland, «Fyller EU-kravene,» Teknisk Ukeblad Media AS, 27 Mai 2002. [Internett]. Available: <https://www.tu.no/artikler/fyller-eu-kravene/267861>. [Funnet 19 Mai 2022].
- [228] L. A. Machi og B. T. McEvoy, *The Literature Review: Six Steps to Success* (3. utg.), Corwin, 2016.
- [229] H. Aveyard, *Doing a Literature Review in Health and Social Care: A practical guide*, London: Open University Press, McGraw-Hill Education, 2019.
- [230] D. Tranfield, D. Denyer og P. Smart, «Towards a methodology for developing evidence-informed management knowledge by means of systematic review,» *British Journal of Management*, vol. 14, pp. 207-222, 2003.

- [231] H. Snyder, «Literature review as a research methodology: An overview and guidelines,» *Journal of Business Research*, vol. 104, pp. 333-339, 2019.
- [232] «Literature Review: Systematic literature reviews,» Charles Sturt University, 28 Januar 2022. [Internett]. Available: <https://libguides.csu.edu.au/review/Systematic>. [Funnet 11 Februar 2022].
- [233] M. Persson, *Hvordan skrive en litteraturgjennomgang? En praktisk guide*, Oslo: Universitetsforlaget, 2021.
- [234] D. Moher, A. Liberati, J. Tetzlaff og D. G. Altman, «Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: The prisma statement,» *Revista Espanola de Nutricion Humana y Dietetica*, vol. 18, nr. 1, pp. 172-181, 2014.
- [235] H. MacKenzie, A. Dewey, A. Drahota, S. Kilburn, P. R. Kalra, C. Fogg og D. Zachariah, «Systematic Reviews: What They Are, Why They Are Important, and How to Get Involved,» *Journal of Clinical and Preventive Cardiology*, vol. 1, nr. 4, pp. 193-202, 2012.
- [236] «Google Søk,» Google, [Internett]. Available: <https://www.google.no/>. [Funnet 6 Januar 2022].
- [237] «Google Scholar,» Google, [Internett]. Available: <https://scholar.google.com>. [Funnet 11 Februar 2022].
- [238] «Oria,» [Internett]. Available: <https://bibsyst-almaprmo.hosted.exlibrisgroup.com/primo-explore/search?vid=UBA>. [Funnet 6 Januar 2022].
- [239] «About Google Scholar,» Google, [Internett]. Available: <https://scholar.google.com/intl/en/scholar/about.html>. [Funnet 6 Januar 2022].
- [240] «Hvordan søke i Oria - Veiledninger for å søke, bestille og finne frem i Oria,» Universitetet i Bergen (UiB), 23 November 2021. [Internett]. Available: <https://www.uib.no/ub/119990/hvordan-søke-i-oria>. [Funnet 11 Februar 2022].
- [241] E. Wæhle, S. Dahlum og S. Grønmo, «Case-studie,» *Store Norske Leksikon*, 14 Mai 2020. [Internett]. Available: <https://snl.no/case-studie>. [Funnet 16 Februar 2022].
- [242] R. K. Yin, *Applications of Case Study Research: 3rd Edition*, Thousand Oaks, California: SAGE Publications, Inc, 2012.
- [243] J. Gerring, «What Is a Case Study and What Is It Good for?,» *American Political Science Review*, vol. 98, nr. 2, pp. 341-354, 2004.

- [244] R. Heale og A. Twycross, «What is a case study?,» *Evidence-Based Nursing*, vol. 21, nr. 1, pp. 7-8, 2018.
- [245] Ø. Widding, «Case som metode. Hovedutfordringer knyttet til ulike forskningsdesign når hensikten er å generalisere,» *Working paper 8/2005*, 2005.
- [246] R. K. Yin, *Case Study Research. Design and Methods*, Thousand Oaks: Sage Publications, Inc, 2009.
- [247] SAS Institute Inc., *JMP 16*, Cary, NC: SAS Institute Inc., 1989-2022.
- [248] G. Singh, «A Simple Introduction to ANOVA (with applications in Excel),» *Analytics Vidhya*, 15 Januar 2018. [Internett]. Available: <https://www.analyticsvidhya.com/blog/2018/01/anova-analysis-of-variance/>. [Funnet 12 Mai 2022].
- [249] «One-Way ANOVA,» SAS Institute Inc., 2022. [Internett]. Available: https://www.jmp.com/en_us/statistics-knowledge-portal/one-way-anova.html. [Funnet 12 Mai 2022].
- [250] E. F. Corriero, «Heterogeneity of Variance,» i *The SAGE Encyclopedia of Communication Research Methods*, Thousand Oaks, SAGE Publications, Inc, 2018, pp. 653-654.
- [251] D. Bergsagel, M. Granlund, S. S. Klausen og A. Skårnes, «Ultrahøyfast betong (UHPC) – innvirkning av herderegime, fiber og sand på betongens egenskaper,» Bachelor oppgave, Fakultet for teknologi og realfag, Universitetet i Agder, Grimstad, 2020.
- [252] «Pearson Correlation and Linear Regression,» The University of Texas at Austin, 2015. [Internett]. Available: <https://sites.utexas.edu/sos/guided/inferential/numeric/bivariate/cor/>. [Funnet 12 Mai 2022].
- [253] «Interpreting Regression Output,» SAS Institute Inc., 1989–2022. [Internett]. Available: https://www.jmp.com/en_us/statistics-knowledge-portal/what-is-regression/interpreting-regression-results.html. [Funnet 12 Mai 2022].
- [254] *NS 4733:1983 Vannundersøkelse - Bestemmelse av suspendert stoff i avløpsvann og dets gløderest*, Standard Norge, 1983.
- [255] E. R. Blatchley III, «Numerical modelling of UV intensity: application to collimated-beam reactors and continuous-flow systems,» *Water Research*, vol. 31, nr. 9, pp. 2205-2218, 1997.

- [256] C. M. Zhang, L. M. Xu, X. C. Wang, K. Zhuang og Q. Q. Liu, «Effects of ultraviolet disinfection on antibiotic-resistant *Escherichia coli* from wastewater: inactivation, antibiotic resistance profiles and antibiotic resistance genes,» *Journal of applied microbiology*, vol. 123, nr. 1, pp. 295-306, 2017.
- [257] J.-J. Huang, H.-Y. Hu, Y.-H. Wu, B. Wei og Y. Lu, «Effect of chlorination and ultraviolet disinfection on tetA-mediated tetracycline resistance of *Escherichia coli*,» *Chemosphere*, vol. 90, nr. 8, pp. 2247-2253, 2013.
- [258] H. Liltved og B. Landfald, «Use of alternative disinfectants, individually and in combination, in aquacultural wastewater treatment,» *Aquaculture Research*, vol. 26, nr. 8, pp. 567-576, 1995.
- [259] R. G. Qualls og D. J. Johnson, «Bioassay and dose measurement in UV disinfection,» *Applied and environmental microbiology*, vol. 45, nr. 3, pp. 872-877, 1983.
- [260] M. Brekke og A. Borthne, «Kollimator,» Store medisinske leksikon, 4 Mai 2021. [Internett]. Available: <https://sml.snl.no/kollimator>. [Funnet 24 Februar 2022].
- [261] A. Spiliotopoulou, «Photolysis and secondary formation of disinfection by-products by UV treatment of swimming pool water,» Master Thesis, Department of Environmental Engineering, Danmarks Tekniske Universitet (DTU), 2013.
- [262] I. Tryland, H. B. Braathen, A.-L. Muthanna og T. Muthanna, «Vurdering av metoder for overvåkning av hygienisk badevannskvalitet,» *Vann*, vol. 47, nr. 2, pp. 194-206, 2012.
- [263] D. S. Francy og R. A. Darner, «9222 D. Thermotolerant (Fecal)coliform membrane filter procedure,» i *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd edition*, American Public Health Association, 2012.
- [264] «Forskrift om næringsmiddelhygiene (næringsmiddelhygieneforskriften),» Lovdata, [Internett]. Available: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2008-12-22-1623/*. [Funnet 27 April 2022].
- [265] Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs (OMAFRA), «Improving On-Farm Food Safety Through Good Irrigation Projects,» April 2010. [Internett]. Available: <http://www.omafra.gov.on.ca/english/crops/facts/10-037.htm>. [Funnet 27 April 2022].
- [266] E. Bratberg, «Vanning,» Store Norske Leksikon, 17 November 2021. [Internett]. Available: <https://snl.no/vanning>. [Funnet 27 April 2022].

- [267] K. A. Hirneisen, M. Sharma og K. E. Kniel, «Human enteric pathogen internalization by root uptake into food crops,» *Foodborne pathogens and disease*, vol. 9, nr. 5, pp. 396-405, 2012.
- [268] Norsk institutt for vannforskning (NIVA), «Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann,» Statens forurensningstilsyn, Oslo, 1997.
- [269] Lier Kommune, «Lier kommune Temaplan avløp 2010 – 2021,» 2010. [Internett]. Available: <https://www.lier.kommune.no/globalassets/09.-teknisk-og-eiendom/anlegg-og-eiendom/planer/temaplan-avlop-2009-endelig-versjon.pdf>. [Funnet 9 Mai 2022].
- [270] «Kvalitetssystem i landbruket,» Matmerk, [Internett]. Available: <https://www.statsforvalteren.no/siteassets/utgatt/fm-vestfold/dokument-fmve/landbruk-og-mat/kompetansesamlinger/160309-kontroll/ksl-bjorn-austad-hvaleby---ksl.pdf>. [Funnet 10 Mai 2022].
- [271] «Hva er KSL?,» Stiftelsen Norsk Mat, 10 September 2021. [Internett]. Available: https://www.ksl.no/no/ksl-standarder/copy_om-ksl. [Funnet 10 Mai 2022].
- [272] Stiftelsen Matmerk, «Sjekkliste for egenrevisjon - 5 Grønnsaker, frukt og bær,» 2020. [Internett]. Available: <https://www.ksl.no/cms/files/5601/5-groennsakerfruktogbaer-nb-no.pdf>. [Funnet 10 Mai 2022].
- [273] World Health Organization (WHO), «WHO Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater: Volume I - Policy and Regulatory Aspects,» WHO, Frankrike, 2006.
- [274] World Health Organization (WHO), «WHO Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater: Volume IV - Excreta and Greywater use in Agriculture,» WHO, Frankrike, 2006.
- [275] A. N. Angelakis, T. Asano, A. Bahri, B. E. Jimenez og G. Tchobanoglous, «Water reuse: from ancient to modern times and the future,» *Frontiers in Environmental Science*, p. 26, 2018.
- [276] Z. Liao, H. Liltved og H. Ratnaweera, «From wastewater to drinking water - technologies, opportunities, and challenges,» Norsk institutt for vannforskning (NIVA), 2012.
- [277] S. Lyu, L. Wu, X. Wen, J. Wang og W. Chen, «Effects of reclaimed wastewater irrigation on soil-crop systems in China: A review,» *Science of The Total Environment*, p. 152531, 2021.
- [278] G. L. Cirelli, S. Consoli, F. Licciardello, R. Aiello, F. Giuffrida og C. Leonardi, «Treated municipal wastewater reuse in vegetable production,» *Agricultural Water Management*, vol. 104, pp. 163-170, 2012.

- [279] V. R. Urbano, T. G. Mendonça, R. G. Bastos og C. F. Souza, «Effects of treated wastewater irrigation on soil properties and lettuce yield,» *Agricultural water management*, vol. 181, pp. 108-115, 2017.
- [280] G. Gatta, A. Libutti, L. Beneduce, A. Gagliardi, G. Disciglio, A. Lonigo og E. Tarantino, «Reuse of treated municipal wastewater for globe artichoke irrigation: Assessment of effects on morpho-quantitative parameters and microbial safety of yield.,» *Scientia horticulturae*, vol. 213, pp. 55-65, 2016.
- [281] R. Aiello, G. L. Cirelli og S. Consoli, «Effects of reclaimed wastewater irrigation on soil and tomato fruits: a case study in Sicily (Italy),» *Agricultural water management*, vol. 93, nr. 1-2, pp. 65-72, 2007.
- [282] G. A. Vivaldi, S. Camposeo, P. Rubino og A. Lonigo, «Microbial impact of different types of municipal wastewaters used to irrigate nectarines in Southern Italy,» *Agriculture, ecosystems & environment*, vol. 181, pp. 50-57, 2013.
- [283] F. Pedrero, S. R. Grattan, A. Ben-Gal og G. A. Vivaldi, «Opportunities for expanding the use of wastewaters for irrigation of olives,» *Agricultural Water Management*, vol. 241, p. 106333, 2020.
- [284] B. Bihadassen, M. Hassi, F. Hamadi, A. Aitalla, M. Bourouache, A. El Boulani og R. Mimouni, «Irrigation of a golf course with UV-treated wastewater: effects on soil and turfgrass bacteriological quality,» *Applied Water Science*, vol. 10, nr. 1, pp. 1-10, 2020.
- [285] J. Laaffat, F. Aziz, N. Ouazzani og L. Mandi, «Biotechnological approach of greywater treatment and reuse for landscape irrigation in small communities,» *Saudi journal of biological sciences*, vol. 26, nr. 1, pp. 83-90, 2019.
- [286] K. Cupps og E. Morris, «Case studies in reclaimed water use: creating new water supplies across Washington state,» Washington State Department of Ecology, 2005.
- [287] C. G. Yoon, K. W. Jung, J. H. Jang og H. C. Kim, «Microorganism repair after UV-disinfection of secondary-level effluent for agricultural irrigation,» *Paddy and Water Environment*, vol. 5, nr. 1, pp. 57-62, 2007.
- [288] «Guidelines for water reuse. EPA/625/R-92/004.,» U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Cincinnati, OH, USA, 1992.
- [289] «Guidelines for water reuse,» U.S Environmental Protection Agency (USEPA), 2004.

- [290] «Draft water reuse criteria. California Department of Health Services, Drinking Water Program,» State of California, Sacramento, CA, USA, 1998.
- [291] L. P. Leonel og A. L. Tonetti, «Wastewater reuse for crop irrigation: Crop yield, soil and human health implications based on giardiasis epidemiology,» *Science of the Total Environment*, vol. 775, p. 145833, 2021.
- [292] U. J. Blumenthal, D. D. Mara, A. Peasey, G. Ruiz-Palacios og R. Stott, «Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines,» *Bulletin of the World Health Organization*, vol. 78, pp. 1104-1116, 2000.
- [293] «Forordning,» Store Norske Leksikon, 25 Januar 2022. [Internett]. Available: <https://snl.no/forordning>. [Funnet 11 Mai 2022].
- [294] J. Gisle, «Rettsakt,» Store Norske Leksikon, 30 Januar 2021. [Internett]. Available: <https://snl.no/rettsakt>. [Funnet 11 Mai 2022].
- [295] «Direktiv,» Store Norske Leksikon, 25 Januar 2022. [Internett]. Available: <https://snl.no/direktiv>. [Funnet 11 Mai 2022].
- [296] EU, «Council Directive of 21 May concerning urban waste water treatment (91/271/EEC),» 1991. [Internett]. Available: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:31991L0271&from=EN>. [Funnet 16 Mai 2022].
- [297] «Variabeldefinisjon Kapasitet,» Statistisk sentralbyrå (SSB), [Internett]. Available: <https://www.ssb.no/a/metadata/conceptvariable/vardok/2677/nb>. [Funnet 16 Mai 2022].
- [298] L. Rizzo, R. Krätke, J. Linders, M. Scott, M. Vighi og P. de Voogt, «Proposed EU minimum quality requirements for water reuse in agricultural irrigation and aquifer recharge: SCHEER scientific advice,» *Current Opinion in Environmental Science & Health*, vol. 2, pp. 7-11, 2018.
- [299] S. Ofori, A. Puškáčová, I. Růžičková og J. Wanner, «Treated wastewater reuse for irrigation: Pros and cons,» *Science of The Total Environment*, vol. 760, p. 144026, 2021.
- [300] A. Bahri, «Water reuse in Middle Eastern and North African countries,» *Water reuse: An international survey of current practice, issues and needs*, pp. 27-47, 2008.
- [301] M. Helmecke, E. Fries og C. Schulte, «Regulating water reuse for agricultural irrigation: risks related to organic micro-contaminants,» *Environmental Sciences Europe*, vol. 32, nr. 1, pp. 1-10, 2020.

- [302] S. Toze, «Reuse of effluent water—benefits and risks,» *Agricultural water management*, vol. 80, nr. 1-3, pp. 147-159, 2006.
- [303] A. Allende og J. Monaghan, «Irrigation water quality for leafy crops: a perspective of risks and potential solutions,» *International journal of environmental research and public health*, vol. 12, nr. 7, pp. 7457-7477, 2015.
- [304] M. F. Jaramillo og I. Restrepo, «Wastewater reuse in agriculture: A review about its limitations and benefits,» *Sustainability*, vol. 9, nr. 10, p. 1734, 2017.
- [305] C. Becerra-Castro, A. R. Lopes, I. Vaz-Moreira, E. F. Silva, C. M. Manaia og O. C. Nunes, «Wastewater reuse in irrigation: A microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health,» *Environment international*, vol. 75, pp. 117-135, 2015.
- [306] N. Katerji, J. W. Van Hoorn, A. Hamdy og M. Mastrorilli, «Salinity effect on crop development and yield, analysis of salt tolerance according to several classification methods,» *Agricultural water management*, vol. 62, nr. 1, pp. 37-66, 2003.
- [307] M. Rawcliffe og B. Paulsrud, «Desinfeksjon av utløpsvann fra minirensanlegg,» Aquateam - Norsk vannteknologisk senter A/S, Oslo, 2010.
- [308] M. Po, B. E. Nancarrow og J. D. Kaercher, «Technical Report 54/03. Literature review of factors influencing public perceptions of water reuse,» CSIRO Land and Water, Perth, 2003.
- [309] R. Saliba, R. Callieris, D. D'Agostino, R. Roma og A. Scardigno, «Stakeholders' attitude towards the reuse of treated wastewater for irrigation in Mediterranean agriculture,» *Agricultural Water Management*, vol. 204, pp. 60-68, 2018.
- [310] K. Crute, S. Toze, D. Pritchard og N. Penney, «Proposed research to determine risk from microbial pathogens in grains due to land application of biosolids,» *Proceedings of Biosolids specialty Conference II*, pp. 2-4, 2004.
- [311] E. A. Bryant, G. P. Fulton og G. C. Budd, *Disinfection alternatives for safe drinking water*, Van Nostrand Reinhold, 1992.
- [312] M. Guo, J. Huang, H. Hu og W. Liu, «Growth and repair potential of three species of bacteria in reclaimed wastewater after UV disinfection,» *Biomedical and Environmental Sciences*, vol. 24, nr. 4, pp. 400-407, 2011.
- [313] E. Blatchley III, N. Dumoutier, T. a. L. Y. Halaby og J. Laine, «Bacterial responses to ultraviolet irradiation,» *Water Science and Technology*, vol. 43, nr. 10, pp. 179-186, 2001.

- [314] R. Keller, R. Passamani-Franca, F. Passamani, L. Vaz, S. Cassini, N. Sherrer, K. Rubim, T. Sant'Ana og R. Goncalves, «Pathogen removal efficiency from UASB+ BF effluent using conventional and UV post-treatment systems,» *Water Science and Technology*, vol. 50, nr. 1, pp. 1-6, 2004.
- [315] M. D. Sobsey, «Inactivation of health-related microorganisms in water by disinfection processes,» *Water science and technology*, vol. 21, nr. 3, pp. 179-195, 1989.
- [316] M. W. LeChevallier, T. M. Evans og R. J. Seidler, «Effect of turbidity on chlorination efficiency and bacterial persistence in drinking water,» *Applied and environmental microbiology*, vol. 42, nr. 1, pp. 159-167, 1981.
- [317] R. G. Qualls, M. P. Flynn og J. D. Johnson, «The role of suspended particles in ultraviolet disinfection,» *Journal Water Pollution Control Federation*, pp. 1280-1285, 1983.
- [318] D. Berman, E. W. Rice og J. C. Hoff, «Inactivation of particle-associated coliforms by chlorine and monochloramine,» *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 54, nr. 2, pp. 507-512, 1988.
- [319] M. A. Chowdhury, A. Huq, B. Xu, F. J. Madeira og R. R. Colwell, «Effect of alum on free-living and copepod-associated *Vibrio cholerae* O1 and O139,» *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 63, nr. 8, pp. 3323-3326, 1997.
- [320] O. K. Scheible, M. C. Casey og A. Forndran, «Ultraviolet disinfection of wastewaters from secondary effluent and combined sewer overflows. EPA 600/2-86-005,» Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH., 1985.
- [321] G. E. P. G. Whitby, «The effect of UV transmission, suspended solids and photoreactivation on microorganisms in wastewater treated with UV light,» *Water Science and Technology*, vol. 27, nr. 3-4, pp. 379-386, 1993.
- [322] H. Wright, M. DeVries og G. Sakamoto, «A systematic approach to designing and costing of UV disinfection systems,» *Proc. Conf. Disinfection 98, Spec. WEF Conf, Baltimore, MD, USA*, pp. 11-23, 19-22 April 1998.
- [323] T. K. Das, «Ultraviolet disinfection application to a wastewater treatment plant,» *Clean Products and Processes*, vol. 3, nr. 2, pp. 69-80, 2001.
- [324] «Forskrift om utslipp av sanitært avløpsvann fra mindre avløpsanlegg (bolighus, hytter og lignende), Åsnes kommune, Innlandet,» Lovdata, [Internett]. Available: <https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2019-12-09-2202>. [Funnet 4 Mai 2022].

- [325] V. M. Kozlov, «Etterpolering – En Utvidelse av Renseprosessen!», Biovac Environmental Technology AS, 3 Mai 2021. [Internett]. Available: <https://renseanlegg.no/2021/05/03/etterpolering-en-utvidelse-av-renseprosessen/>. [Funnet 4 Mai 2022].
- [326] K. Jacobsen, «Krav om etterpolering av rensed avløpsvann,» *Innlegg på fagtreff i Norsk vannforening 12. oktober 2009*, vol. 44, nr. 4, pp. 425-427, 2009.
- [327] A. Andreadakis, D. Mamais, D. Christoulas og S. Kabylafka, «Ultraviolet disinfection of secondary and tertiary effluent in the Mediterranean region,» *Water science and technology*, vol. 40, nr. 4-5, pp. 253-260, 1999.
- [328] O. Akoto, O. Gyamfi, G. Darko og V. R. Barnes, «Changes in water quality in the Owabi water treatment plant in Ghana,» *Applied water science*, vol. 7, nr. 1, pp. 175-186, 2017.
- [329] R. Amfo-Otu, J. B. Agyenim og G. B. Nimba-Bumah, «Correlation analysis of groundwater colouration from Mountainous Areas, Ghana,» *Environmental Research, Engineering and Management*, vol. 67, nr. 1, pp. 16-24, 2014.
- [330] P. Paraskeva og N. Graham, «Treatment of a secondary municipal effluent by ozone, UV and microfiltration: microbial reduction and effect on effluent quality,» *Desalination*, vol. 186, nr. 1-3, pp. 47-56, 2005.
- [331] US-EPA, «ULTRAVIOLET DISINFECTION GUIDANCE MANUAL,» Report EPA 815-D-03-007. Environmental Protection Agency, Washington, DC , 2003.
- [332] US-EPA, «Ultraviolet Disinfection Technology Assessment,» Report EPA 832-R-92-004. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1992.
- [333] G. D. Harris, V. D. Adams, D. L. Sorensen og M. S. Curtis, «Ultraviolet inactivation of selected bacteria and viruses with photoreactivation of the bacteria,» *Water Research*, vol. 21, nr. 6, pp. 687-692, 1987.
- [334] C. Huff, H. Smith, W. Boring og N. Clarke, «Study of ultraviolet disinfection of water and factors in treatment efficiency,» *Public Health Reports*, vol. 80, nr. 8, p. 695, 1965.
- [335] J. Foschi, A. Turolla og M. Antonelli, «Soft sensor predictor of E. coli concentration based on conventional monitoring parameters for wastewater disinfection control,» *Water Research*, vol. 191, p. 116806, 2021.

- [336] J. Koivunen, A. Siitonen og H. Heinonen-Tanski, «Elimination of enteric bacteria in biological-chemical wastewater treatment and tertiary filtration units,» *Water research*, vol. 37, nr. 3, pp. 690-698, 2003.
- [337] L. De Zutter og J. Van Hoof, «Occurrence of Salmonella in a chemical wastewater treatment plant,» *Zentralblatt fur Bakteriologie, Mikrobiologie und Hygiene. 1. Abt. Originale B, Hygiene*, vol. 179, nr. 5, pp. 440-448, 1984.
- [338] Z. Paluszak, A. Ligocka og B. Breza-Boruta, «Effectiveness of Sewage Treatment Based on Selected Faecal Bacteria Elimination in Municipal Wastewater Treatment Plant in Toru,» *Polish Journal of Environmental Studies*, vol. 12, nr. 3, 2003.
- [339] A. Tawfik, B. Klapwijk, J. Van Buuren, F. El-Gohary og G. Lettinga, «Physico-chemical factors affecting the E. coli removal in a rotating biological contactor (RBC) treating UASB effluent,» *Water research*, vol. 38, nr. 5, pp. 1081-1088, 2004.
- [340] V. V. Ranade og V. M. Bhandari, «Industrial Wastewater Treatment, Recycling, and Reuse: An Overview,» i *Industrial wastewater treatment, recycling and reuse*, Butterworth-Heinemann, 2014, pp. 1-80.
- [341] J. J. Gannon, M. K. Busse og J. E. Schillinger, «Fecal coliform disappearance in a river impoundment,» *Water Research*, vol. 17, nr. 11, pp. 1595-1601, 1983.
- [342] A. Tawfik, B. Klapwijk, F. el-Gohary og G. Lettinga, «Treatment of anaerobically pre-treated domestic sewage by a rotating biological contactor,» *Water Research*, vol. 36, nr. 1, pp. 147-155, 2002.
- [343] J. Gibson, J. Drake og B. Karney, «UV disinfection of wastewater and combined sewer overflows,» i *Ultraviolet Light in Human Health, Diseases and Environment*, Springer, 2017, pp. 267-275.
- [344] E. Andersen, T. Krogh og V. Lund, «Planlegging og drift av UV-anlegg,» *Vann*, vol. 41, nr. 4, pp. 334-340, 2006.
- [345] S. Stene-Johansen, «Filtrering av avløpsvann fra kommunale renseanlegg. Driftserfaringer,» Norsk institutt for vannforskning (NIVA), 1981.
- [346] O. J. Johansen, «Filtrering av avløpsvann – Driftserfaringer,» *Vann*, vol. 18, nr. 2b, pp. 205-214, 1983.
- [347] H. Liltved og S. J. Cripps, «Removal of particle-associated bacteria by prefiltration and ultraviolet irradiation,» *Aquaculture Research*, vol. 30, nr. 6, pp. 445-450, 1999.

- [348] J. R. Bolton og K. G. Linden, «Standardization of methods for fluence (UV dose) determination in bench-scale UV experiments,» *Journal of environmental engineering*, vol. 129, nr. 3, pp. 209-215, 2003.
- [349] H. Liltved og B. Landfald, «Influence of liquid holding recovery and photoreactivation on survival of ultraviolet-irradiated fish pathogenic bacteria,» *Water research*, vol. 30, nr. 5, pp. 1109-1114, 1996.
- [350] J. Y. Hu, X. N. Chu, P. H. Quek, Y. Y. Feng og X. L. Tan, «Repair and regrowth of *Escherichia coli* after low-and medium-pressure ultraviolet disinfection,» *Water science and technology: water supply*, vol. 5, nr. 5, pp. 101-108, 2005.
- [351] K. Oguma, H. Katayama og S. Ohgaki, «Photoreactivation of *Legionella pneumophila* after inactivation by low-or medium-pressure ultraviolet lamp,» *Water Research*, vol. 38, nr. 11, pp. 2757-2763, 2004.
- [352] J. L. Zimmer og R. M. Slawson, «Potential repair of *Escherichia coli* DNA following exposure to UV radiation from both medium-and low-pressure UV sources used in drinking water treatment,» *Applied and environmental microbiology*, vol. 68, nr. 7, pp. 3293-3299, 2002.
- [353] A. Kelner, «Action spectra for photoreactivation of ultraviolet-irradiated *Escherichia coli* and *Streptomyces griseus*,» *The Journal of General Physiology*, vol. 34, nr. 6, pp. 835-852, 1951.
- [354] K. Kashimada, N. Kamiko, K. Yamamoto og S. Ohgaki, «Assessment of photoreactivation following ultraviolet light disinfection,» *Water Science and Technology*, vol. 33, nr. 10-11, pp. 261-269, 1996.
- [355] Ø. Thorsen, «Dokumentasjon av UV-anlegg som hygienisk barriere,» *Innlegg på fagtreff i Norsk vannforening*, vol. 44, nr. 1, pp. 96-99, 2009.
- [356] B. Eikebrokk, «UV-desinfeksjon av drikkevann,» 2009. [Internett]. Available: https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2009_779318.pdf. [Funnet 12 Mai 2022].
- [357] B. Eikebrokk, C. Ræstad, L. J. Hem og K. O. Gjerstad, «Norsk Vann rapport: Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann,» Norsk Vann, Hamar, 2008.
- [358] H. B. Wright, E. D. Mackey og R. S. Cushing, «Impact of UV intensity sensor properties and positioning on dose delivery compliance monitoring for monochromatic and polychromatic UV disinfection systems,» *Proceedings of the Water Environment Federation*, vol. 2002, nr. 1, pp. 414-426, 2002.

- [359] R. E. Holsdal, «Erfaringer fra tilsyn med små og mellomstore vannverk med fokus på UV anlegg,» [Internett]. Available: https://www.sintef.no/globalassets/project/va-dagene/2010/presentasjoner/mattilsynet_erfaringer.pdf. [Funnet 12 Mai 2022].
- [360] B. Eikebrokk, «UV-anlegg som hygienisk barriere - med fokus på drift,» 26-27 Oktober 2010. [Internett]. Available: https://www.sintef.no/globalassets/project/va-dagene/2010/presentasjoner/be_uv-anlegg.pdf. [Funnet 12 Mai 2022].
- [361] S. Y. Fines, «Hygienisering av utløpsvann fra minirensanlegg i Drammensregionen,» Masteroppgave, Fakultet for realfag og teknologi, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), 2018.
- [362] «Slamflukt,» Norsk Vann, [Internett]. Available: <https://kurs.norskvann.no/mod/glossary/showentry.php?courseid=1&concept=Slamflukt>. [Funnet 3 Mai 2022].
- [363] «Slamsvelling,» Norsk Vann, [Internett]. Available: <https://kurs.norskvann.no/mod/glossary/showentry.php?eid=1577>. [Funnet 3 Mai 2022].
- [364] «FNs bærekraftsmål,» FN, 11 Mai 2022. [Internett]. Available: <https://www.fn.no/om-fn/fns-baerekraftsmaal>. [Funnet 15 Mai 2022].
- [365] Regjeringen, «2030-agendaen med bærekraftsmålene,» 3 Mars 2022. [Internett]. Available: https://www.regjeringen.no/no/tema/utenriksaker/utviklingssamarbeid/bkm_agenda2030/id2510974/. [Funnet 15 Mai 2022].
- [366] Verdenskommisjonen for miljø og utvikling (Brundtlandkommisjonen), «Vår felles framtid,» FN, 1987.
- [367] S. Ahuja, «Overview: Sustaining Water, the World's Most Crucial Resource,» *Chemistry and Water*, pp. 1-22, 2017.
- [368] NRVA, «Vann - Verdens viktigste ressurs,» [Internett]. Available: <http://www.nrva.no/images/pdf/verdens-viktigste-ressurs.pdf>. [Funnet 15 Mai 2022].
- [369] FN, «Rent vann og gode sanitærforhold,» 9 Februar 2022. [Internett]. Available: <https://www.fn.no/om-fn/fns-baerekraftsmaal/rent-vann-og-gode-sanitaerforhold>. [Funnet 15 Mai 2022].
- [370] FN, «Wastewater should be recognized as a valuable resource, UN says on World Water Day,» 22 Mars 2017. [Internett]. Available:

- <https://news.un.org/en/story/2017/03/553722-wastewater-should-be-recognized-valuable-resource-un-says-world-water-day>. [Funnet 15 Mai 2022].
- [371] N. Voulvoulis, «Water reuse from a circular economy perspective and potential risks from an unregulated approach,» *Current Opinion in Environmental Science & Health*, vol. 2, pp. 32-45, 2018.
- [372] Europaparlamentet, «Circular economy: definition, importance and benefits,» 26 April 2022. [Internett]. Available: <https://www.europarl.europa.eu/news/en/headlines/economy/20151201STO05603/circular-economy-definition-importance-and-benefits>. [Funnet 16 Mai 2022].
- [373] Miljødirektoratet, «Sirkulær økonomi,» 31 Mars 2022. [Internett]. Available: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/avfall/sirkular-okonomi/>. [Funnet 16 Mai 2022].
- [374] B. Eikebrokk, C. Ræstad, L. J. Hem og K. O. Gjerstad, «Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann,» Norsk vann, Hamar, 2008.
- [375] «Aqua 1 Grunnbok,» Gyldendal Norsk Forlag AS, [Internett]. Available: http://web2.gyldendal.no/undervisning/felles/pixdir20/?archive=aqua1&menuitem=menu_11_6&resultsource=menu_11_6&detailsource=image_338. [Funnet 27 Mars 2022].
- [376] «Aqua 1 Grunnbok,» Gyldendal Norsk Forlag AS, [Internett]. Available: http://web2.gyldendal.no/undervisning/felles/pixdir20/?archive=aqua1&menuitem=menu_11_6&resultsource=menu_11_6&detailsource=image_339. [Funnet 27 Mars 2022].
- [377] H. Liltved, «UV-desinfeksjon av prosessvannet fra en fiskeforedlingsbedrift,» Norsk institutt for vannforskning (NIVA), 2000.
- [378] H. Liltved og E. Norgaard, «Desinfeksjon av avløpsvann fra bedrifter som tilvirker oppdrettsfisk,» Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Oslo, 1997.
- [379] C. Farrell, F. Hassard, B. Jefferson, T. Leziart, A. Nocker og P. Jarvis, «Turbidity composition and the relationship with microbial attachment and UV inactivation efficacy,» *Science of the total environment*, vol. 624, pp. 638-647, 2018.
- [380] «Definisjoner,» Avløp Norge, [Internett]. Available: <https://avlopnorge.no/definisjoner/>. [Funnet 21 Mars 2022].

- [381] «Dette er grunnen til at vannet føles rart,» Kirkebygden og Ytre Enebakk vannverk SA , 29 September 2020. [Internett]. Available: <https://www.enebakkvann.no/dette-er-grunnen-til-at-vannet-foles-rart/>. [Funnet 21 Mars 2022].

Vedlegg

Oversikt over vedlegg i zip-fil merket *Vedlegg*:

- Vedlegg A. Fremdriftsplan
- Vedlegg B. Laboratorium resultater
- Vedlegg C. Vannkarakteristikk Groos og Saulekilen

Oversikt over vedlegg i rapporten:

- Vedlegg 1: Veiledningsdokumentasjon
- Vedlegg 2: Beregning av dimensjonerende vannmengde sandfilter
- Vedlegg 3: Transmisjonsanalyse fra *Eurofins*
- Vedlegg 4: Beregning av gjennomsnittintensitet
- Vedlegg 5: Tabell med grenseverdier for gjenvunnet avløpsvann som skal benyttes til vanning

Vedlegg 1: Veiledningsdokumentasjon

Veiledningsdokumentasjon

BYG508 Masteroppgave Våren 2022

Utarbeidet av: Maria Granlund og Susanne Styve Klausen

Referat fra veiledningsmøte 1

Sted: Teams-møte.

Dato: 11.01.2022

Klokkeslett: kl. 14.00 – 15.00

Deltakere: Maria Granlund, Susanne Styve Klausen og Helge Liltved.

Dette var et innledende møte i forbindelse med oppstart av masterprosjektet hvor vi fikk mer informasjon om hva oppgaven kom til å gå ut på. Oppgaven tar for seg bruk av UV-bestråling for desinfeksjon av kommunalt avløpsvann. Det er et ønske at vi skal se på hvordan man kan gjøre gjenbruk av slikt avløpsvann til noe nyttig. Vi skal derfor se på hvordan rensset og desinifisert avløpsvann kan benyttes til vanningsvann. Dette er det ikke utført mye forskning på i Norge, men det har vært en del forskning i utlandet, så vi vil være avhengige av å søke etter informasjon i internasjonal litteratur. Med tanke på at somrene blir varmere og tørrere vil det i fremtiden bli et større og større fokus på gjenbruk av vann, så oppgaven vår vil på den måten ha et klimaperspektiv og bærekraftperspektiv ved seg.

Vi skal i prosjektet gjennomgå relevant forskning knyttet til desinfeksjon av avløpsvann, og beregne nødvendige UV-doser for å desinifisere avløpsvann. Dette må gjøres i forhold de hygieniske kravene som stilles til vanningsvann. Det er for eksempel svært strenge krav til vann som skal benyttes til salatproduksjon. Mattilsynet har en del krav som må overholdes. Deretter skal vi utføre forsøk i laboratoriet for å undersøke dette nærmere, spesielt i forhold til termotolerante koliforme bakterier. Avløpsvann skal vi hente fra utløpet på Groos avløpsrenseanlegg. Vi skal studere effekten av fotoreaktivering, og vurdere effekter av driftsforstyrrelser i renseprosessen på UV-inaktiveringen, i tillegg til endringer i vannkvalitet som kan påvirke effekten av UV-bestråling. Vi bør avgrense oppgaven til det hygieniske aspektet.

Vi fikk beskjed om at inntil neste veiledningsmøte så kunne vi bare sende mail hvis det var noe vi lurte på, og at Helge skulle sende over noen rapporter som han mente kunne være interessant å se på i forhold til desinfeksjon av avløpsvann.

Hva skal gjøres videre fremover:

De neste par ukene skal vi først og fremst arbeide med innhenting og bearbeiding av relevant litteratur, samt utarbeidelse av forskerspørsmål og underspørsmål. I tillegg skal vi arbeide med å lage en fremdriftsplan for prosjektet. Vi skal ikke begynne med laboratoriearbeid før litt lenger ut i semesteret, da vi er avhengig av å samle inn og vurdere aktuell forskning før vi kan begynne med lab-arbeid. Alt lab-utstyr som vi vil komme til å trenge for å utføre forsøkene finnes på UiA.

Referat fra veiledningsmøte 2

Sted: Bygg-lab.

Dato: 01.02.2022

Klokkeslett: kl. 10.30 – 12.00

Deltakere: Maria Granlund, Susanne Styve Klausen og Helge Liltved.

Hva er blitt gjort siden sist:

Siden siste veiledningsmøte har vi utarbeidet forskerspørsmål, underspørsmål og fremdriftsplan. I tillegg har vi samlet inn relevant forskningslitteratur og startet med forberedelser til lab forsøk.

Dagens møte:

Denne veiledningen ble brukt til opplæring på det utstyret vi skal benytte i lab forsøkene våre. Vi skal, i tillegg til å beregne nødvendige UV-doser, bestråle vannprøver fra Groos avløpsrensaneanlegg med disse, og undersøke for termotolerante koliforme bakterier, også undersøke fargetall, suspendert stoff (SS) og turbiditet. Siden det er avløpsvann vi skal undersøke så må vi fortynne vannprøvene for at det ikke skal gro frem så mange bakterier at de ikke er mulige å telle. Dette må vi prøve oss frem med. Vi skal også etterhvert se på effekten av fotoreaktivering. Det må derfor installeres en lampe i varmeskapet som benyttes. Vi skal få utlevert noen prosedyrer for hvordan slike forsøk utføres, i tillegg er det noen standarder som vi kan se på. Det er også gjort undersøkelser angående hvilke bestrålingstider som kan være aktuelle å benytte. Disse skulle vi få tilgang til. Men det kunne være smart å benytte 10 sekunders intervaller.

Avklaring av spørsmål:

Vi lurte på når vi kunne begynne å arbeide på lab, og fikk beskjed at vi kunne begynne neste uke hvis det var ønskelig. Vi skulle reise sammen til Groos avløpsrensaneanlegg for å hente vannprøver første gang så vi ser hvordan det skal gjøres. Senere kan vi hente prøvene selv. Vi lurte også på om vi må utføre forsøkene samme dag som vi henter vannprøvene. Vi fikk til svar at de kan stå en dag, så hvis vi for eksempel henter vannprøvene på mandag så kan vi teste de på tirsdag. Men de må ikke stå lenger enn det. Det er en annen gruppe som også skal jobbe med UV-bestråling så det kan være at vi må koordinere med de om hvem som skal bruke laben på hvilke dager.

Hva skal gjøres videre fremover:

Vi skal begynne med lab-arbeid neste uke samtidig som at vi skal fortsette med litteraturinnhenting, og spesielt fokusere på ulike lands krav til vanningsvann. Det skal også undersøkes muligheten for at vi i tillegg til å analysere vannprøver fra Groos avløpsrensaneanlegg også kan få vannprøver fra rensaneanlegget i Arendal. Disse to anleggene har ulike rensesprosesser, og det hadde derfor vært veldig spennende å undersøke om ulike rensesprosesser har en effekt på hvor effektiv UV-bestråling er i forhold til termotolerante koliforme bakterier. Det skal undersøkes om vi kan se på bruken av etterpolering.

Referat fra veiledningsmøte 3

Sted: Bygg-lab.

Dato: 07.02.2022

Klokkeslett: kl. 09.00 – 11.00

Deltakere: Maria Granlund, Susanne Styve Klausen og Helge Liltved.

Hva er blitt gjort siden sist:

Vi har fortsatt arbeidet med å hente inn relevant litteratur, i tillegg til å finne ulike krav til vanningsvann i ulike deler av verden. Vi har også lest oss opp på prosedyrer av det vi skal utføre på lab.

Dagens møte:

Denne veiledningen ble benyttet til å starte opp lab-arbeidet. Dette er et prøveprosjekt hvor vi fikk hjelp til å bli kjent med utstyret og innarbeide gode lab-vaner. Vi hentet avløpsvann på Groos avløpsrensaneanlegg på morgenen. Vannet er hentet fra utløpet på siste sedimenteringsbasseng. Vi hentet 0.5 l, men vi fant ut at neste gang skal vi hente 1-1.5 L. Det holdt bare akkurat med vann i dag. Vi kjørte to paralleller på fem ulike bestrålingstider (0, 30, 60, 120 og 180 sekunder). Prøvene på 0 og 30 sekunder måtte vi fortynne, henholdsvis 0.1 ml prøve med 10 ml destillert vann og 1 ml prøve med 9.5 ml destillert vann. De andre tok vi 10 ml prøve direkte. Prøvene skal ligge i varmeskap på 44 grader celsius i 18-20 timer. I morgen skal vi telle antall bakteriekolonier. I tillegg gjorde vi tester på bestemmelse av suspendert stoff, turbiditet, fargetall, ledningsevne og pH.

Det skal avtales med Groos renseanlegg at vi kommer og henter vannprøver hver mandag.

Avklaring av spørsmål:

Vi hadde litt spørsmål rundt strålingsintensitet og UV-dose. Vi fikk opplyst at det er blitt gjort forsøk på hvilken strålingsintensitet test-oppsettet har. Vi skal ta utgangspunkt i 0.05 mW/cm². Senere skal vi se om vi kan justere på oppsettet, men vi må se hvilke prøvesvar vi får i morgen først. UV-dosen må kanskje økes ganske mye.

Hva skal gjøres videre fremover:

I morgen skal vi ta prøvene ut av varmeskapet, og telle antall bakteriekolonier. Vi må huske å multiplisere med 10 for de prøvene hvor vi tok 10 ml direkte, samt henholdsvis 1000 og 100 for prøvene med 0.1 ml og 1 ml. Dette gjøres fordi antall bakteriekolonier skal defineres per 100 ml. Videre skal vi sjekke opp ulike krav til vanningsvann, og finne mer forskning som går på UV-doser, samt etterpolering.

Vi skal i tillegg starte på metode-kapittelet og begynne å undersøke hvilke statistiske analysemetoder vi skal benytte.

Referat fra veiledningsmøte 4

Sted: A2-082 på Campus Grimstad.

Dato: 14.02.2022

Klokkeslett: kl. 09.00 – 10.00

Deltakere: Maria Granlund, Susanne Styve Klausen og Helge Liltved.

Hva er blitt gjort siden sist:

Siden sist har vi vært på lab og gjennomført prøveprosjektet med bestrålingsdoser på henholdsvis 0, 30, 60, 120 og 180 sekunder. Det har i tillegg blitt hentet inn rapporter, både innenlands og utenlands, angående hvilke hygieniske kvalitetskrav som stilles til gjenbruk av vann og til hvilke formål (ulike klasser). Metode-kapittelet jobbes det med fortløpende.

Dagens møte:

Dagens møte gikk ut på å gjennomgå resultatene fra prøveprosjektet i forrige uke. Vi ligger over det som er tillatt grense i forhold til EU-kravene. Basert på resultatene ble det bestemt å teste enda lengre bestrålingstider. Vi skulle nå også teste 240 og 300 sekunder. På grunn av pipetteutfordringene i forrige uke ble det bestemt at vi i tillegg til de nye tidene, også skulle gjøre 120 og 180 sekunder på nytt. Dette for å eventuelt luke ut eventuelle feil som kan ha blitt gjort. Det skal også utføres kontrollprøver uten bestråling. Vi skal gjøre tre paralleller denne gangen, i motsetning til forrige gang hvor vi gjorde to. Vi fikk vite at det kan hende at vi ikke ser veldig stor effekt på de høyeste UV-dosene, noe som skyldes at bakteriene kan skjule seg bak partikler i vannet. Vi skal derfor senere benytte et sandfilter og utføre oppstrømsfiltrering (etterpolering) før vi utfører UV-bestrålingen for å se om det gir bedre effekt. Dette skulle vi komme tilbake til senere, men det står i hvertfall noe om det i VA-boken. Vi fikk også informasjon om hvis det har regnet mye dagen før, eller den dagen vi henter vannprøver på renseanlegget, så kan det føre til en fortykning av prøvene som vi må ta høyde for.

Avklaring av spørsmål:

Vi hadde noen spørsmål angående fremgangsmetoder og standarder i forbindelse med hvordan de skal beskrives i teorikapittelet. Vi har funnet standarden som fremgangsmetoden om bestemmelse av suspendert stoff er basert på, men ikke de andre. Det ble sagt at så lenge vi forteller hvilke maskiner vi benytter, og kort om hvordan vi har gått frem, så skulle det være greit. Det fantes ingen norske standarder på dette, men han skulle se om han fant noe i en bok han hadde. I forhold til metoden vi benytter for UV-bestråling så heter den på engelsk «collimated beam». Vi lurte også på når vi kunne få vann fra Saulekilen renseanlegg. Det kunne vi få neste mandag, og vi fikk låne et eksemplar av doktorgradsavhandlingen hans til bruk i oppgaven.

Hva skal gjøres videre fremover:

Neste uke skal vi teste vann fra Saulekilen renseanlegg (de samme bestrålingstidene som på vannet fra Groos). I tillegg så fortsetter vi med rapportskrivning og bearbeiding av tidligere litteratur og forskning.

Referat fra veiledningsmøte 5

Sted: A2 093 på Campus Grimstad.

Dato: 15.03.2022

Klokkeslett: kl. 09.45 – 10.45

Deltakere: Maria Granlund, Susanne Styve Klausen og Helge Liltved.

Hva er blitt gjort siden sist:

De siste 4 ukene har det blitt gjennomført UV-forsøk med vannprøver fra renseanleggene på Groos i Grimstad og Saulekilen i Arendal. Forsøkene er utført med bestrålingstider på henholdsvis 0, 30, 60, 120, 180, 240, 300, 360, 420, 480 og 540 sekunder. Alle forsøkene er blitt gjennomført med tre og fire paralleller for å sikre et godt statistisk vurderingsgrunnlag. Det er i tillegg blitt gjennomført prøver med destillert vann mellom hver parallell for å kontrollere at det ikke forekommer forurensninger fra noe av utstyret. Det er også en kontroll på om vi vasker utstyret godt nok. I tillegg til å utføre laboratoriearbeid har det blitt jobbet kontinuerlig med rapportskrivning og litteraturbearbeiding.

Dagens møte:

Dagens møte ble benyttet til å gjennomgå status på hvor vi er, i tillegg til å gå igjennom noen av resultatene vi har fått hittil. Resultatene fra Groos er som forventet, men resultatene fra Arendal viser en tendens til at UV-bestrålingen ikke gir samme effekt som for Groos-vannet. Det blir ikke en kontinuerlig nedgang i bakterier, heller motsatt. Det er tidligere rapportert at det kan forekomme en liten økning av bakterier ved høyere UV-doser, men ikke like ekstremt som det vi har fått. Det kan ha noe med at vannet i tillegg til biologisk rensing, også har vært igjennom en kjemisk renseprosess. Det kan være at det er noen av de kjemiske fellingskjemikaliene som spiller inn. Dette må vi se om vi kan finne noe tidligere forskning på. I forhold til å se på driftsforstyrrelser er det viktig at vi ser på slamflukt i sluttsedimenteringen, og hvordan dette kan forhindres. Det har også blitt besluttet at vi kun skal se på fotoreaktivering og dark repair teoretisk. Det skal ikke utføres noe forsøk på det.

Avklaring av spørsmål:

De neste fire mandagene skal vann-laben benyttes av studentene i VA-faget, og det vil derfor være nødvendig for oss å flytte forsøkene våre til en annen dag. Vi fikk beskjed om at vi kunne benytte laben på onsdager fremover. Vi lurte også på når vi kan begynne å gjøre forsøk med sandfilter fordi det ikke er hensiktsmessig å gjøre flere forsøk med kun UV-bestråling da resultatene viser at vi har fått en «hale» som vi ikke kommer forbi uten etterpolering. Vi fikk beskjed om at det kan vi begynne med neste uke hvis vi vil.

Hva skal gjøres videre fremover:

Vi skal begynne med sandfilter-forsøk neste onsdag. Vi må til da ha regnet ut overflatebelastning (vannmengde). Metoden skal stå i VA-boken vi har. Vi må også regne ut gjennomsnittlig UV-dose som skal være med i resultatene våre. I tillegg fortsetter vi med rapportskrivning og litteraturbearbeiding fremover.

Vedlegg 2: Beregning av dimensjonerende vannmengde sandfilter

$$v_f = 5 \text{ m/h}$$

$$d = 7 \text{ cm} = 0,07 \text{ m (diametereen på benyttet sirkulær filtertank)}$$

$$\begin{aligned}v_f &= \frac{Q}{A_f} \Leftrightarrow Q = v_f \cdot A_f \\&= v_f \cdot \pi r^2 \\&= v_f \cdot \frac{\pi d^2}{4} \\&= 5 \frac{\text{m}}{\text{h}} \cdot \frac{\pi \cdot (0,07\text{m})^2}{4} \\&= 0,019242255 \frac{\text{m}^3}{\text{h}} \cdot \frac{1000 \frac{\text{l}}{\text{m}^3}}{60 \frac{\text{min}}{\text{h}}} \\&\approx \underline{\underline{0,321 \text{ l/min}}}\end{aligned}$$

Vedlegg 3: Transmisjonsanalyse fra Eurofins

Prøve 1: Utløpsvann fra Saulekilen før sandfiltrering

Prøve 2: Utløpsvann fra Groos etter sandfiltrering

Prøve 3: Utløpsvann fra Saulekilen etter sandfiltrering

Prøve 4: Utløpsvann fra Groos før sandfiltrering



Universitetet i Agder
pb 422
pb 422
4604 Kristiansand
Attn: Helge Liltved

**Eurofins Environment Testing Norway
AS (Moss)**
F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
miljo@eurofins.no

AR-22-MM-036011-01

EUNOMO-00330893

Prøvemottak: 25.04.2022
Temperatur: 25.04.2022-28.04.2022
Analyseperiode: 25.04.2022-28.04.2022
Referanse: FoU-konto Helge Liltved

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2022-04250192	Prøvetaksdato:	30.03.2022		
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	Helge Liltved		
Prøvemerkning:	Prøve 1	Analysestartdato:	25.04.2022		
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
* UV-transmisjon 1cm	53.1	%		20%	NS 9462

Moss 28.04.2022

Kundesenter - Eurofins Environment Testing Norway AS

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 1

AR-001 v 198



Universitetet i Agder
pb 422
pb 422
4604 Kristiansand
Attn: Helge Liltved

**Eurofins Environment Testing Norway
AS (Moss)**
F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
miljo@eurofins.no

AR-22-MM-036014-01

EUNOMO-00330893

Prøvemottak: 25.04.2022
Temperatur: 25.04.2022-28.04.2022
Analyseperiode: 25.04.2022-28.04.2022
Referanse: FoU-konto Helge Liltved

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.: 439-2022-04250193	Prøvetakingsdato: 30.03.2022				
Prøvetype: Overflatevann	Prøvetaker: Helge Liltved				
Prøvemerking: Prøve 2	Analysestartdato: 25.04.2022				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
* UV-transmisjon 1cm	39.3	%		20%	NS 9462

Moss 28.04.2022

Kundesenter - Eurofins Environment Testing Norway AS

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Målesikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Målesikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Målesikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om målesikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 1

AR-001 v1166



Universitetet i Agder
pb 422
pb 422
4604 Kristiansand
Attn: **Helge Liltved**

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Moss)
F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
miljo@eurofins.no

AR-22-MM-036015-01

EUNOMO-00330893

Prøvemottak: 25.04.2022
Temperatur:
Analyseperiode: 25.04.2022-28.04.2022
Referanse: FoU-konto Helge Liltved

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2022-04250194	Prøvetakingsdato:	30.03.2022		
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	Helge Liltved		
Prøvemerkning:	Prøve 3	Analysedato:	25.04.2022		
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
* UV-transmisjon 1cm	52.8	%		20%	NS 9462

Moss 28.04.2022

Kundesenter - Eurofins Environment Testing Norway AS

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Sterre enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervall. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 1

AR-001 v186



Universitetet i Agder
pb 422
pb 422
4604 Kristiansand
Attn: Helge Liltved

Eurofins Environment Testing Norway
AS (Moss)
F. reg. NO9 651 416 18
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
miljo@eurofins.no

AR-22-MM-036012-01

EUNOMO-00330893

Prøvemottak: 25.04.2022
Temperatur:
Analyseperiode: 25.04.2022-28.04.2022
Referanse: FoU-konto Helge Liltved

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2022-04250195	Prøvetaksdato:	30.03.2022		
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	Helge Liltved		
Prøvemerkning:	Prøve 4	Analysestartdato:	25.04.2022		
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
* UV-transmisjon 1cm	39.0	%		20%	NS 9462

Moss 28.04.2022

Kundesenter - Eurofins Environment Testing Norway AS

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Målesikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Målesikkerhet er angitt med dekningsfaktor k=2. Målesikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/-området.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om målesikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Resultater gjelder prøven slik den ble mottatt hos laboratoriet.

Side 1 av 1

AR-001 v.196

Vedlegg 4: Beregning av gjennomsnittintensitet

Beregning av gjennomsnittintensitet for utløpsvannet fra Groos før filtrering:

$$\begin{aligned}UV_T(\%) &= 39,0 \\A &= -\log 0,39 = 0,4089 \\I &= \frac{0,05 \cdot (1 - e^{-0,4089})}{0,4089} = 0,041\end{aligned}$$

Beregning av gjennomsnittintensitet for utløpsvannet fra Groos etter filtrering:

$$\begin{aligned}UV_T(\%) &= 39,3 \\A &= -\log 0,393 = 0,4056 \\I &= \frac{0,05 \cdot (1 - e^{-0,4056})}{0,4056} = 0,041\end{aligned}$$

Beregning av gjennomsnittintensitet for utløpsvannet fra Saulekilen før filtrering:

$$\begin{aligned}UV_T(\%) &= 53,1 \\A &= -\log 0,531 = 0,2749 \\I &= \frac{0,05 \cdot (1 - e^{-0,2749})}{0,2749} = 0,044\end{aligned}$$

Beregning av gjennomsnittintensitet for utløpsvannet fra Saulekilen etter filtrering:

$$\begin{aligned}UV_T(\%) &= 52,8 \\A &= -\log 0,528 = 0,277 \\I &= \frac{0,05 \cdot (1 - e^{-0,277})}{0,277} = 0,044\end{aligned}$$

Vedlegg 5: Tabell med grenseverdier for gjenvunnet avløpsvann som skal benyttes til vanning

Tabell 0-1. Grenseverdier for gjenvunnet vann som skal benyttes til vanning regulert av ulike internasjonale myndigheter. Tatt fra [291].

Retningslinjer / Regulering	Kategori for gjenbruk	Grenseverdier							
		pH	TS (mg/l)	EC (dS/m)	TN (mg/l)	NTU	Organisk materiale	CL ₂ (mg/l)	Mikroorganisme / patogen
WHO	UR	6.5-8.0	<50	<0.7	<5	-	-	<1.0	10 ³ CFU <i>E. coli</i> /100 ml
	R	6.5-8.0	>100	>3.0	>30	-	-	>5.0	<1 helminth egg ≤1 helminth egg
EPA	UR	6.0-9.0	-	-	-	≤2	≤10 mg/l BOD	1	Ikke påviselig FC/100ml
	R	6.0-9.0	≤30	-	-	-	≤30 mg/l BOD	1	2x10 ² FC/100 ml
California	UR	-	-	-	-	≤10	-	-	≤2.2 CFU TC/100 ml 5 log reduksjon av bakteriofag MS2
	R1	-	-	-	-	-	-	-	≤2.2 CFU TC/100 ml
	R2	-	-	-	-	-	-	-	≤23 CFU TC/100 ml
Florida	UR	-	≤5	-	-	2-2.5	≤60 mg/l BOD	-	≤240 CFU TC/100 ml <i>Giardia</i> , <i>Cryptosporidium</i> prøvetaking en gang hvert 2 år
	R1 og R2	-	≤60	-	-	-	≤60 mg/l BOD	-	≤800 CFU TC/100 ml
EU	UR	-	≤10	-	-	≤5	≤10 mg/l BOD	-	≤10 CFU <i>E. coli</i> /100 ml ≤10 ³ CFU <i>Legionella</i> /l
	R1	-	35	-	-	-	25 mg/l BOD	-	≤1 helminth egg/l ≤10 ² CFU <i>E. coli</i> /100 ml
	R2	-	35	-	-	-	25 mg/l BOD	-	≤10 ³ CFU <i>Legionella</i> /l ≤1 helminth egg/l ≤10 ³ CFU <i>E. coli</i> /100 ml ≤10 ³ CFU <i>Legionella</i> /l ≤1 helminth egg/l
Italia	NS	6.0-9.5	10	3.0	35	-	100 mg/l COD	0.2	10 CFU <i>E. coli</i> /100 ml

									Ingen detekterbar <i>Salmonella</i> /100 ml
Portugal	UR	-	-	-	-	-	-	-	10 ² CFU FC/100 ml 1 helminth egg
	R1	-	-	-	-	-	-	-	10 ³ CFU FC/100 ml ≤1 helminth egg/l
	R2	-	-	-	-	-	-	-	10 ⁴ CFU FC/100 ml ≤1 helminth egg/l
Spania	UR	-	20	-	-	10	-	-	10 ² CFU <i>E. coli</i> /100 ml
	R1	-	35	-	-	-	-	-	≤1 helminth egg/10 l
	R2	-	35	-	-	-	-	-	10 ³ CFU <i>E. coli</i> /100 ml ≤1 helminth egg/10 l 10 ⁴ CFU <i>E. coli</i> /100 ml ≤1 helminth egg/10 l
Frankrike	UR	-	15	-	-	-	<60 mg/l COD	-	250 CFU <i>E. coli</i> /100ml ≥4 log reduksjon av <i>Enterokokker</i> , bakteriofager RNA F-, sulforeduserende bakteriesporer
	R1	-	-	-	-	-	I samsvar med standard for behandling av avløpsvann	-	10 ⁴ CFU <i>E. coli</i> /100 ml ≥3 log reduksjon av <i>Enterokokker</i> , bakteriofager RNA F-, sulforeduserende bakteriesporer
	R2	-	-	-	-	-	-	-	10 ⁵ CFU <i>E. coli</i> /100 ml ≥2 log reduksjon av <i>Enterokokker</i> , bakteriofager RNA F-, sulforeduserende bakteriesporer
Hellas	UR	-	-	≤10	≤45	≤2	≤10 mg/l BOD	≥2	≤5 CFU <i>E. coli</i> /100 ml
	R	-	-	35	≤45	-	25 mg/l BOD	-	≤200 CFU <i>E. coli</i> /100 ml
Australia	UR	-	<30	-	-	-	<20 mg/l BOD	-	<1 CFU <i>E. coli</i> /100 ml

	R1	-	<30	-	-	-	<20 mg/l BOD	-	<1 PFU somatisk kolifag /100 ml <1 CFU <i>C. perfringens</i> /100 ml
	R2	-	<30	-	-	-	<20 mg/l BOD	-	10 ² CFU <i>E. coli</i> /100 ml
									10 ³ CFU <i>E. coli</i> /100 ml
Jordan	UR	6.0- 9.0	50	2.34	45	10	100 mg/l BOD	-	10 ² CFU <i>E. coli</i> /100 ml
	R	6.0- 9.0	150	2.34	70	-	500 mg/l BOD	-	<1 helminth egg/l 10 ³ CFU <i>E. coli</i> /100 ml <1 helminth egg/l
Israel	NS	-	10	-	-	5	20 mg/l COD	1	10 CFU FC/100 ml
Kina	IR	5.5- 8.5	60	-	-	-	40 mg/l BOD	1.5	2x10 ⁴ CFU TC/100 ml
	R	5.5- 8.5	80-100	-	-	-	60-100 mg/l BOD	1.5	4x10 ⁴ CFU TC/100 ml
Mexico	IR	-	20	-	-	-	20 mg/l	-	240 CFU TC/100 ml
	R	-	30	-	-	-	BOD 30 mg/l BOD	-	10 ³ CFU TC/100 ml

UR: ubegrenset vanning; R: begrenset vanning ikke spesifisert avlingstype; R1: begrenset vanning - grønnsaker som skal tilberedes, fôravlinger for kjøtt- og melkeproduksjon; R2: begrenset vanning - grønnsaker for industriell prosess, korn; NS: ikke spesifisert; TS: totalt fast stoff; EC: elektrisk ledningsevne; TN: totalt nitrogen; NTU: turbiditet; BOD: biokjemisk oksygenbehov; COD: kjemisk oksygenbehov; Cl₂: fritt klor; TC: total koliform; FC: fekal koliform; CFU: kolonidannende enheter


 Tittel:
Filtrering og UV-bestråling –
 veien fra kommunalt avløpsvann til vanningsvann

Innledning

Verdens ferskvannsressurser står overfor et stadig økende press på grunn av befolkningsvekst, urbanisering og klimaendringer i form av forurensninger og tørke. I dag er flere områder i verden preget av vannmangel, og det er ventet at dette vil inntreffe stadig flere i tiden som kommer. Gjenbruk av avløpsvann til ulike formål vil derfor kunne bli en nødvendighet for å sikre god vannforsyning i fremtiden. En slik gjenbruk vil innebære krav og retningslinjer i forhold til både rensing og desinfeksjon for å sikre at vannet har nødvendig kvalitet i forhold til blant annet patogene mikroorganismer, organiske mikroforurensninger og uorganiske forurensninger.

Forskerspørsmål

Hvordan kan UV-bestråling benyttes som desinfeksjonsmetode for å kunne utnytte rensset kommunalt avløpsvann som kvalitetssikkert vanningsvann i Norge?

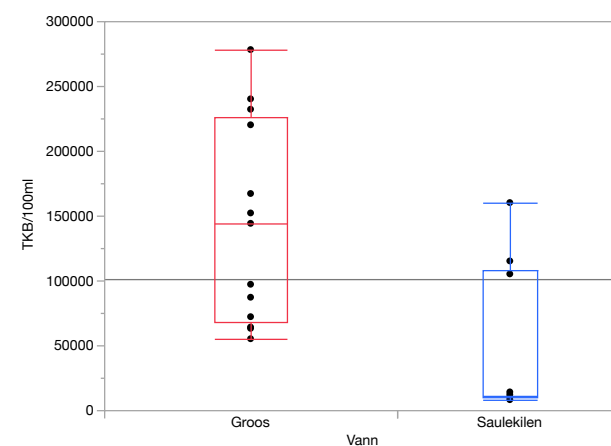
Metode

Prosjektet er basert på litteratur- og casestudie som metode. Det ble gjennomført en litteraturstudie av tidligere utført forskning i forhold til UV-bestråling av rensset avløpsvann og effekten av UV-reparasjon, samt kartlegging av gjeldende hygieniske krav for gjenbruk av avløpsvann til vanningsformål. I forbindelse med casestudiet ble det utført undersøkelser på

laboratoriet på UiA hvor rensset avløpsvann fra Groos og Saulekilen rensanlegg ble bestrålt med ulike UV-doser for å undersøke desinfeksjonseffekt i forhold til termotolerante koliforme bakterier, samt innvirkning av biologisk og kjemisk-biologisk rensing. Forsøk med UV-bestråling ble utført både før og etter partikkelfjerning med sandfiltrering. Det ble utført statistisk analyse av de oppnådde laboratorieresultatene. Disse resultatene ble deretter sammenlignet med resultatene fra litteraturstudiet.

Resultat

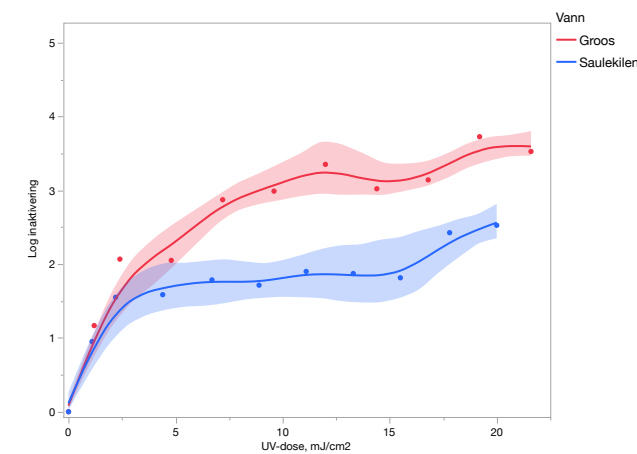
Statistisk analyse viser signifikant forskjell i konsentrasjon av termotolerante koliforme bakterier (TKB) mellom vannprøvene fra Groos og Saulekilen rensanlegg før UV-bestråling. Dette er illustrert i Figur 1.



Figur 1. Sammenligning av opprinnelig TKB-konsentrasjon før UV-bestråling for Groos og Saulekilen.

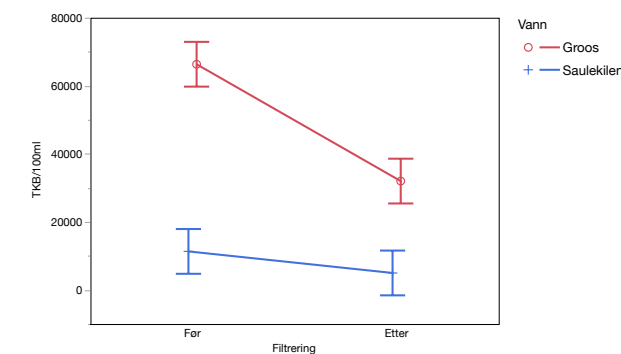
Det ble oppnådd en noe bedre effekt av UV-bestråling for vannprøvene fra Groos

enn for Saulekilen. Det ble allikevel ikke oppnådd tilfredsstillende log inaktivering i henhold til gjeldende kvalitetskrav (Figur 2).



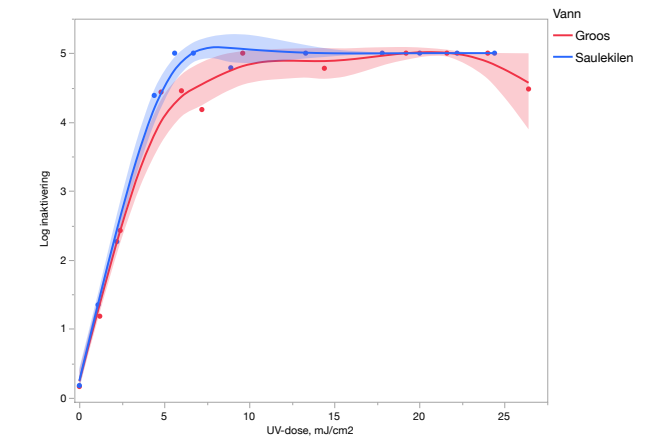
Figur 2. Gjennomsnittlig log inaktivering av TKB etter bestråling med ulike UV-doser for vann fra Groos og Saulekilen rensanlegg. Kurven er tegnet som «confidence of fit».

Effekt av sandfiltrering ifølge multifaktoriell analyse førte til en signifikant reduksjon i TKB-konsentrasjon for utløpsvannet fra Groos. Dette var ikke tilfellet for Saulekilen (Figur 3).



Figur 3. Sammenligning av TKB-konsentrasjon før og etter sandfiltrering.

Sandfiltrering medførte oppnåelse av tilstrekkelig log inaktivering for både Groos og Saulekilen (Figur 4).



Figur 4. Gjennomsnittlig log inaktivering av TKB etter både UV-bestråling og sandfiltrering for vann fra Groos og Saulekilen rensanlegg. Kurven er tegnet som «confidence of fit».

Konklusjon

Innhold av suspendert stoff, og mikroorganismers evne til å «lime seg fast» til partikler, er de faktorene som begrenser mulighetene for å oppnå strenge kvalitetskrav i forbindelse med UV-desinfeksjon. Sandfiltrering er derfor et nødvendig trinn i rensprosessen før UV-behandling. Det viste seg at en UV-dose på 20 mJ/cm² førte til tilstrekkelig log inaktivering. Det anbefales imidlertid å øke denne dosen noe, da det må tas hensyn til faktorer som driftsforstyrrelser, UV-reparasjon og vannkvalitet. Noen mikroorganismer kan imidlertid kreve enda høyere UV-doser for å oppnå tilstrekkelig inaktivering. UV i kombinasjon med filtrering vil kunne resultere i en sikrere gjenbruk av avløpsvann.