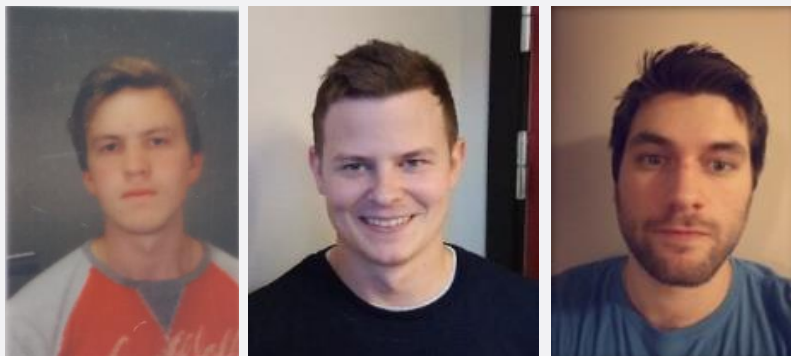


Effekten av fotoreaktivering og partikkelinnhold ved UV-desinfeksjon av rensset avløpsvann

Vebjørn Bråthe Lund, Kevin Albrigtsen og Almir Demaj



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: <ul style="list-style-type: none"> - 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 høgskoler i Norge, jf. Universitets- og høgskoleloven §§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 forligger 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)?
(Båndleggingsavtale må fylles ut)

JA NEI

- 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 Universitetet i Agder. Masteroppgaven bygger videre på et spesialiseringsprosjekt, som er inkludert som vedlegg A, og er den avsluttende oppgaven for det fjerde og siste semesteret.

Vi vil benytte anledningen til å takke veilederen vår ved Universitetet i Agder, Helge Liltved, for all engasjement, oppfølging og faglig innsikt. Vi vil også takke de ansatte ved Groos renseanlegg for deres imøtekommende bidrag ved prøveuttak fra deres anlegg.

Målet med masteroppgaven er å undersøke effekten av fotoreaktivering og partikkelinnhold på UV-bestråling som en desinfeksjonsmetode for rensset avløpsvann, og hvilke tiltak som kan benyttes for å redusere effekten av disse to faktorene.

Summary

UV-disinfection as a treatment method is well suited for wastewater treatment plants of medium size or smaller and is an effective way to inactivate microorganisms. However, the treatment method is dependent on factors related to the quality of the water, which must be properly treated before disinfection. Its' effectiveness may also be affected by photoreactivation, which is a microorganisms' ability to reverse the DNA damage caused by UV-disinfection in the presence of visible light. Therefore, the authors of this master's thesis pose the following research question: **To what extent does photoreactivation and particle content affect the UV-irradiation of treated wastewater, and what measures can be taken to reduce the effects of these two factors?**

To investigate the research question, the authors perform laboratory tests on samples of wastewater from a local wastewater treatment plant. The laboratory tests are designed to compare the degree of inactivation of bacteria in treated wastewater to wastewater affected by an increase of particles and the presence of visible light.

The authors conclude that photoreactivation affects UV-irradiation to a small extent, and that the effect of photoreactivation can be reduced by adapting measures that ensure no visible light reaches the inactivated bacteria. As opposed to photoreactivation, the particle content affects UV-irradiation to a significant extent. To reduce the effect of particles on UV-irradiation of bacteria, filtration can be used as a final treatment measure before UV-irradiation.

Innholdsfortegnelse

Obligatorisk egenerklæring/gruppeerklæring.....	i
Publiseringsavtale.....	ii
Forord.....	iii
Summary	iv
Figurliste.....	viii
Tabelliste	ix
1. Innledning	1
2. Samfunnsperspektiv.....	2
3. Kunnskapsbakgrunn.....	3
3.1 Avløpsvann	3
3.1.1 Rensekrav	3
3.2 Karakterisering av avløpsvann.....	4
3.2.1 Suspendert stoff	4
3.2.2 Fosfor.....	5
3.2.3 Turbiditet.....	5
3.2.4 Fargetall.....	6
3.2.5 KOF	6
3.2.6 BOF	6
3.3 Rensing av avløpsvann	6
3.3.1 Forbehandling.....	6
3.3.2 Mekanisk rensing.....	7
3.3.3 Biologisk rensing.....	7
3.3.4 Filtrering	8
3.3.5 Desinfeksjon	9
3.4 Patogene mikroorganismer	10
3.4.1 Termotolerante koliforme bakterier	10
3.4.2 Bakterier: Oppbygging og funksjon	11
3.5 UV-desinfeksjon av avløpsvann.....	12
3.5.1 UV-lys.....	12
3.5.2 UV-dose	13
3.5.3 Inaktivering av mikroorganismer ved UV-bestråling.....	14
3.5.4 Typisk oppbygging av UV-anlegg.....	15
3.6 Faktorer som påvirker effekten av UV-bestråling	16

3.6.1	Partikkelinnhold.....	16
3.6.2	UV-transmisjon og absorpsjon	16
3.6.3	Fotoreaktivering	17
3.7	Tidligere arbeid på området.....	18
3.7.1	Effect of pre- and post-UV disinfection conditions on photoreactivation of fecal coliforms in wastewater effluents.....	18
3.7.2	Desinfeksjon av utløpsvann fra minirensanlegg.....	18
3.7.3	Impact of environmental conditions on bacterial photoreactivation in wastewater effluents	19
3.7.4	Partikler sin effekt på UV-inaktivering	19
4.	Forskerspørsmål.....	20
4.1	Avgrensninger.....	20
5.	Case	21
6.	Materialer	23
6.1	Suspendert stoff	23
6.2	Petriskårer med koliform agar	23
6.3	UV-desinfeksjon og filtrering.....	24
6.4	Inkubering.....	24
6.5	Annet utstyr.....	24
7.	Metode.....	25
7.1	Kildekritikk.....	25
7.2	Datainnhenting fra Groos rensanlegg	25
7.3	UV-transmisjon og absorpsjon fra Eurofins.....	25
7.4	Tilberedelse av petriskårer med koliform agar.....	25
7.5	Suspendert stoff (Konsentrasjon av suspendert stoff).....	26
7.6	Turbiditet.....	26
7.7	Fargetall.....	26
7.8	UV-intensitet	26
7.9	UV-desinfeksjon og filtrering av avløpsvann	26
7.10	Inkubering av termotolerante koliforme bakterier.....	27
7.11	Telling av bakteriekolonier etter inkubering.....	27
7.12	Sandfiltrering	27
7.13	Beregning av resultater	28
7.14	Bruk av statistikk	29

8.	Resultat	30
8.1	Karakterisering av innløp og utløp ved Groos renseanlegg	30
8.1.1	Verdier fra Groos renseanlegg	30
8.1.2	UV-transmisjon	30
8.2	Effekten av fotoreaktivering på UV-inaktivering	31
8.3	Effekten av partikkelinnhold på UV-inaktivering	33
8.4	Effekten av filtrering på UV-inaktivering	36
9.	Diskusjon	39
9.1	Karakterisering av innløp og utløp ved Groos renseanlegg Her diskuteres data fra Groos renseanlegg, data fra Eurofins og forfatterne sine analyser av avløpsvannet fra renseanlegget. ...	39
9.1.1	Data fra Groos renseanlegg (Grimstad kommune)	39
9.1.2	Data fra Eurofins	39
9.1.3	Våre analyser av avløpsvannet	40
9.2	Effekten av fotoreaktivering på UV-inaktivering	41
9.3	Effekten av partikkelinnhold på UV-inaktivering	42
9.4	Effekten av filtrering på UV-inaktivering	43
9.5	Resultatene sin betydning	44
9.6	Metodediskusjon	45
9.6.1	Mulige feilkilder	45
10.	Konklusjon	46
11.	Anbefalinger	48
12.	Referanser	49
13.	Vedlegg	54

Figurliste

Figur 3. 1: Prinsippskisse av suspendert bakteriekultur (aktivslamprosess) [1, p. 458].....	8
Figur 3. 2: Illustrasjon av en bakteriecelle (hentet fra NDLA) [51]	11
Figur 3. 3: Det elektromagnetiske spekteret med bølgelengder for UV-lys samt synlig lys (hentet fra ResearchGate) [53].....	13
Figur 3. 4: Illustrasjon av skaden som påføres arvestoffet etter eksponering for UV-lys, det vil si dannelsen av en pyrimidin dimer (hentet fra ResearchGate) [54]	14
Figur 3. 5: Prinsippskisse av et UV-anlegg med forskjellige komponenter (hentet fra folkehelseinstituttet) [40, p. 74].....	15
Figur 3. 6: Grafisk illustrasjon av sammenhengen mellom partikkelinnhold og UV-desinfeksjon (hentet fra Qualls et al.) [60].....	16
Figur 3. 7: Illustrasjon av fotoreaktivering, prosessen hvor pyrimidin dimere repareres (hentet fra ScienceDirect) [68]	17
Figur 5. 1: Innløp til og utløp fra forbehandlingstrinn ved Groos renseanlegg (hentet fra Grimstad kommune) [17].....	21
Figur 5. 2: Innløp til biologisk rensetrinn, ettersedimentering, utløp fra renseanlegget og uttakspunkter fra bioreaktor og utløp (hentet fra Grimstad kommune) [17]	21
Figur 6. 1: Konisk kolbe med tilkoblet vakuum avsug, filtreringskopp og filteroppsats	23
Figur 6. 2: Tilberedte petriskåler fylt med koliform agar	23
Figur 6. 3: Lavstrykkslampe som benyttes ved UV-desinfeksjon	24
Figur 6. 4: Oppstrøms sandfilter.....	24
Figur 8. 1: Grafisk illustrasjon, hvor inaktiveringsgraden for mørk- og lysinkubert UND sammenlignes for å undersøke effekten av fotoreaktivering (Vedlegg D)	32
Figur 8. 2: Grafisk illustrasjon, hvor inaktiveringsgraden for lysinkubert UND og USB sammenlignes for å undersøke effekten av partikkelinnhold (Vedlegg E)	35
Figur 8. 3: Grafisk illustrasjon, hvor inaktiveringsgraden for ufiltrert og filtrert USB sammenlignes for å undersøke effekten av filtrering (Vedlegg F).....	37

Tabelliste

Tabell 3. 1: Renseprosesser og renseseffekt av mikroorganismer [33, p. 5]	9
Tabell 3. 2: Oversikt over sykdommer forårsaket av noen patogene mikroorganismer funnet i avløpsvann [36, p. 1]	10
Tabell 8. 1: Gjennomsnittsverdier for Groos renseanlegg sitt innløp og utløp (Vedlegg C)	30
Tabell 8. 2: UV-transmisjon og absorpsjons for utløp ved normal drift (UND) og utløp påvirket av slam fra biotrinnet (USB), før og etter filtrering (Vedlegg C).....	30
Tabell 8. 3: Verdier for vannprøver av utløpet ved normal drift (UND) (Vedlegg D)	31
Tabell 8. 4: Vannprøver av mørkinkubert UND, og deres innhold termotolerante koliforme bakterier CFU/100 ml (Vedlegg D)	31
Tabell 8. 5: Vannprøver av lysinkubert UND, og deres innhold termotolerante koliforme bakterier CFU/100 ml (Vedlegg D)	31
Tabell 8. 6: Log-verdier for vannprøver av mørkinkubert UND, CFU/100 ml (Vedlegg D).....	32
Tabell 8. 7: Log-verdier for vannprøver av lysinkubert UND, CFU/100 ml (Vedlegg D)	32
Tabell 8. 8: Gjennomsnittlig TKB-konsentrasjon for mørk- og lysinkubert UND med 95% konfidensintervall (Vedlegg G)	33
Tabell 8. 9: Gjennomsnittsverdier for vannprøver av utløpet ved normal drift (UND) og et utløp påvirket av slam fra biotrinnet (USB) (Vedlegg E)	33
Tabell 8. 10: Vannprøver av lysinkubert UND, og deres innhold termotolerante koliforme bakterier CFU/100 ml (Vedlegg E).....	34
Tabell 8. 11: Vannprøver av lysinkubert USB, og deres innhold termotolerante koliforme bakterier CFU/100 ml (Vedlegg E).....	34
Tabell 8. 12: Log-verdier for prøver av lysinkubert UND, CFU/100 ml (Vedlegg E)	34
Tabell 8. 13: Log-verdier for prøver av lysinkubert USB, CFU/100 ml (Vedlegg E)	34
Tabell 8. 14: Gjennomsnittlig TKB-konsentrasjon for lysinkubert UND og USB med 95% konfidensintervall (Vedlegg G)	35
Tabell 8. 15: Verdier for vannprøver av et utløp påvirket av slam fra biotrinnet (USB), ufiltrert og filtrert (Vedlegg F)	36
Tabell 8. 16: Vannprøver av ufiltrert USB, og deres innhold termotolerante koliforme bakterier CFU/100 ml (Vedlegg F).....	36
Tabell 8. 17: Vannprøver av filtrert USB, og deres innhold termotolerante koliforme bakterier CFU/100 ml (Vedlegg F).....	36
Tabell 8. 18: Log-verdier for prøver av ufiltrert USB, CFU/100 ml (Vedlegg F).....	37
Tabell 8. 19: Log-verdier for prøver av filtrert USB, CFU/100 ml (Vedlegg F)	37
Tabell 8. 20: Gjennomsnittlig TKB-konsentrasjon for ufiltrert og filtrert USB med 95% konfidensintervall (Vedlegg G)	38

1. Innledning

Avløpsvann anses vanligvis som avfall som må renses før utslipp til resipient for å hindre forurensning av vannforekomster [1, p. 656]. Det er derimot blitt større interesse for gjenbruk av avløpsvann de siste årene [2]. Avløpsvann er en vannressurs som er til stede i alle moderne bosetninger, og er derfor en sikker kilde til vann [1, p. 656]. Mesteparten av vannforbruket i verden går til landbruk og dernest industri [3], [1, p. 656]. Dersom avløpsvann skal kunne gjenbrukes til disse formålene må det gjennomgå omfattende rensing [1, p. 656]. Men hvis avløpsvannet skal benyttes som drikkevannsforsyning er det enda strengere krav til rensing, og det er da nødvendig med ytterligere hygieniske barrierer i rensenanlegget, som for eksempel kan være et desinfeksjonstrinn i form av ultrafiolett (UV) stråling [1, pp. 656-657].

UV-desinfeksjon som behandlingsmetode egner seg godt små eller middels store anlegg, og har en god inaktiverende effekt på mikroorganismer, det vil si bakterier, virus og parasitter [1, p. 162]. Men effekten av UV-desinfeksjon er tett knyttet til kvaliteten på vannet som skal desinfiseres. Tilstrekkelig rensing er derfor viktig for å sikre en god UV-transmisjon [4], [5, p. 47].

I tillegg til dette kan enkelte mikroorganismer reversere skader som følge av UV-desinfeksjon via fotoreaktivering, som er en DNA-repareringsmekanisme som utnytter synlig lys [6], [7]. Det kan derfor være interessant å undersøke hvordan partikkelinnhold og fotoreaktivering påvirker inaktiveringsgraden av mikroorganismer ved UV-desinfeksjon, samt hva som kan gjøres for å sikre en god mikrobiell inaktivering.

2. Samfunnsperspektiv

Ifølge De Forente Nasjoner (FN), har vannforbruket i verden de siste 100 årene økt med 600% [8]. World Health Organization (WHO) anslår at over 2 milliarder mennesker lever i områder som i dag er utsatt for vannmangel, et tall som forventes å øke som følge av klimaendringer og populasjonsvekst [9], og kan etter estimer fra UNICEF øke til så mye som 50% av verdens befolkning innen 2025 [10]. FNs 6. bærekraftsmål omhandler rent vann og gode sanitærforhold, mer spesifikt sikter delmål 6.4 etter å bedre utnytte vannressurser i alle sektorer for å avhjelpe vannmangel innen 2030, men for å oppnå dette er det viktig at tilgjengelige vannressurser utnyttes på en bedre måte [8]. Avløpsvann er en vannressurs som i Europa har et utslipp på omtrent 40 milliarder m³ per år, hvorav kun 2,4% av avløpsvannet gjenbrukes [11], [12]. Ettersom dette er tilfellet, kan avløpsvann være en stabil vannkilde dersom det kan renses tilstrekkelig for gjenbruk [1, p. 656].

3. Kunnskapsbakgrunn

3.1 Avløpsvann

Avløpsvann kan bestå av både industrielt prosessvann, vann fra overflateavrenning og sanitært avløpsvann påvirket av menneskelig aktivitet fra husholdninger [13]. Avløpsvann inneholder dessuten store mengder organisk stoff og næringssalter, men vil også kunne inneholde andre forurensninger avhengig av vannets opprinnelse [13]. I tillegg til organisk stoff og næringssalter, kan avløpsvann også inneholde mikroorganismer. Det er derfor viktig å rense avløpsvannet tilstrekkelig, da tilbakeføring av disse stoffene til en resipient er skadelig for liv under vann [14, pp. 6-7]. Utslipp av urensset avløpsvann kan blant annet føre til algeoppblomstring (eutrofiering), og dermed også redusert oksygeninnhold i resipienten [1, pp. 127-129], [15]. Det kan også føre til sykdommer som et resultat av bakterier eller virus i vannet [1, pp. 130-131]. For å hindre at dette forekommer, eksisterer det et regelverk for rensekrav knyttet til avløpsvann.

3.1.1 Rensekrav

Del 4 av forurensningsforskriften [16] omhandler regulering av utslipp fra sanitært avløpsvann, hvor deler av regelverket er basert på EUs avløpsdirektiv. Avløpsdirektivet sin hovedregel sier at avløpsvann skal oppnå en viss rensegrad før utslipp til ytre miljø. Kravet til rensegrad avhenger av utslippsområde og følsomheten til resipienten, og er strengere dersom det er en sårbar resipient [13].

Del 4 av forurensningsforskriften [16] har som formål å forsvare miljøet mot ugunstige virkninger som følge av utslipp av avløpsvann. Kapittel 11 av del 4 omhandler generelle bestemmelser om avløp som gjelder for hele del 4 av forurensningsforskriften, men setter også kriterier for å utarbeide hvor følsomt et område er.

Kapittel 14 av del 4 [16] gjelder for utslipp av kommunalt avløpsvann fra tettbebyggelse som har et samlet utslipp på ≥ 2000 pe (personekvivalent) til ferskvann, ≥ 2000 pe til elvemunning eller ≥ 10.000 pe til sjø. Ettersom denne rapporten sin case omhandler Groos renseanlegg i Grimstad, og renseanlegget er dimensjonert for 16.000 pe [17], er kravene i dette kapittelet aktuelle for denne rapporten.

I § 14-2 av forurensningsforskriften settes det følgende definisjoner på renseprosesser og deres rensekrav [16]:

- a) Primærrensing: En renseprosess der både;
 1. BOF_5 -mengden i avløpsvannet reduseres med minst 20% av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 40 mg O_2 /l ved utslipp og
 1. SS-mengden i avløpsvannet reduseres med minst 50% av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 60 mg/l ved utslipp.
- b) Sekundærrensing: En renseprosess der både;
 1. BOF_5 -mengden i avløpsvannet reduseres med minst 70% av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 25 mg O_2 /l ved utslipp og
 1. KOF_{CR} -mengden i avløpsvannet reduseres med minst 70% av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 125 mg O_2 /l ved utslipp.

- c) Fosforfjerning: En renseprosess der fosformengden i avløpsvannet reduseres med minst 90% av det som blir tilført renseanlegget.
- d) Nitrogenfjerning: En renseprosess der nitrogenmengden i avløpsvannet reduseres med minst 70% av det som blir tilført renseanlegget.

Punkt c) og d) får ofte navnet tertiærrensing [18]. Alle renseanlegg skal gjennomgå primærrensing, men avhengig av følsomheten til området kan forskjellige tilleggskrav iverksettes [16]. Dersom utslippsområdet er svært følsomt, settes det i § 14-6 krav til både sekundærrensing og tertiærrensing. For mindre følsomme utslippsområder, settes det i § 14-7 krav om at vannet gjennomgår sekundærrensing og fosforfjerning. For områder som klassifiseres som mindre følsomme, gjelder § 14-8 hvor det kreves at vannet skal gjennomgå sekundærrensing. For eksisterende anlegg som allerede gjennomgår fosforfjerning, vil kravet om sekundærrensing først gjelde dersom anlegget endres vesentlig. Kravene er hentet fra forurensningsforskriften del 4 [16].

I forurensningsforskriften settes det ingen generelle krav til reduksjon av potensielt patogene (sykdomsfremkallende) mikroorganismer [16]. Men et slikt krav kan pålegges av forurensningsmyndigheten ved tilfeller med spesielle interesser knyttet til resipienten, eksempelvis drikkevannsinteresser, som etter forskriften om vannforsyning og drikkevann ikke skal inneholde patogene mikroorganismer [19].

3.2 Karakterisering av avløpsvann

Det finnes forskjellige metoder å karakterisere avløpsvann på, men den vanligste metoden er å benytte samleparametere for å oppgi konsentrasjonen av forurensende stoffer som er vanlige å finne i avløpsvann [1, p. 421]. Følgende parametre omtales i denne rapporten; Suspendert stoff, fosfor, turbiditet, fargetall, kjemisk oksygenforbruk (KOF) og biologisk oksygenforbruk (BOF). Kommunalt avløpsvann kan også, som nevnt i kapittel 3.1, inneholde patogene mikroorganismer, noe som omtales nærmere i et senere kapittel.

3.2.1 Suspendert stoff

Suspendert stoff (SS) er en samleparameter som benyttes for å uttrykke vannets slam- og partikkelinnhold [14, p. 19], [20]. En analyse av SS utføres ved å filtrere en ønsket vannprøve gjennom et filter med en kjent porestørrelse. Deretter tørkes filteret slik at en kan finne mengden SS på filteret ved bruk av en vekt. Denne prosessen innebærer at filtervekten er kjent før filtrering [1, p. 111]. Suspendert stoff er en parameter som er meget sentral i avløpsteknikken, da det brukes til å kontrollere vannkvaliteten både ved driftskontroll, utslippskontroll og dimensjonering av renseanlegg for avløp. Noen eksempler på vanlige verdier av suspendert stoff i forskjellige vanntyper følger [1, p. 111]:

- Naturlig vann < 1 mg SS/l
- Kommunalt avløpsvann 200 mg SS/l
- Renset kommunalt avløpsvann < 20 mg SS/l

Slaminnholdet i avløpsvann er et restprodukt bestående av uorganiske eller organiske elementer etter rensing, og er vanlig å fjerne fra vannet ved mekanisk rensing [21].

I enkelte tilfeller kan det oppstå en slamflukt, noe Norsk Vann [22] definerer som «uønsket avgang av slam fra slamavskillingsenhet». Norsk Vann skriver deretter at slamflukt forårsakes av hydraulisk overbelastning, som forekommer når et renseanlegg tilføres en vannmengde som er større enn vannmengden renseanlegget dimensjoneres for [23]. Slamflukt kan også oppstå ved slamsvelling, som hender når det utvikles slam med dårligere fortyknings- og sedimenteringsegenskaper. Dette kan forekomme ved tilførsel av giftstoffer, ved mangelfull tilførsel av oksygen eller under spesielle belastningsforhold [24].

SS beregnes etter formel 3.1 Suspendert stoff (STS), og utføres i henhold til NS-EN 872:2005 [25].

$$(3.1) \quad STS = \frac{g_1 - g_0}{v \times \frac{1}{1000} \frac{l}{ml}} \times 10^3 \frac{mg}{g}$$

$g_0 = \text{vekt før tørking [g]}$
 $g_1 = \text{vekt etter tørking [g]}$
 $v = \text{vannmengde i prøven [ml]}$

3.2.2 Fosfor

Fosfor forekommer i avløpsvann både som organisk bundet fosfor og fritt uorganisk fosfor. Uorganisk fosfor finnes enten som polyfosfat ($P_2O_7^{4-}$ og $P_3O_{10}^{5-}$) eller ortofosfat (PO_4^{3-}). Polyfosfat omgjøres til ortofosfat under renseprosesser, en form som plantene kan ta opp som næring [1, p. 127].

Rensekravene til fosfor oppgis i total fosfor (Tot-P), som er summen av organisk bundet fosfor og uorganisk fosfor. Vanligvis utgjør organisk bundet fosfor en svært liten del av Tot-P, og fosforinnholdet i avløpsvannet består derfor i stor grad av uorganisk fosfor [1, p. 127]. Fosfor, som er et næringsstoff, vil ved for stor tilførsel til resipienter medføre en rekke negative miljøeffekter, deriblant eutrofiering og en reduksjon i vannkvalitet [26]. Av den grunn er fosfor blant de viktigste årsakene til at avløpsvann renses [1, p. 127].

En vanlig måte å redusere utslippet av fosfor på er å benytte kjemisk rensing, hvor fosfor bindes kjemisk til både jern- og aluminiumsalter og danner derved utfellinger som kan fjernes fra vannet som slam. Det kan også benyttes aktivslam-reseanlegg (biologiske renseanlegg) for å fjerne fosfor, hvor fosforet tas opp av bakteriene i anlegget. Ved denne type rensing dannes det biologiske masser som tas ut som overskuddsslam [27].

3.2.3 Turbiditet

Turbiditet er en parameter som brukes til å måle mengden kolloidale (små) partikler i vannet [1, p. 110]. Turbiditeten undersøkes ved å ta i bruk en turbiditetsmåler som måler intensiteten til en lysstråle som sendes gjennom vannet som undersøkes. Idet lysstrålen passerer vannprøven, treffer

strålen partiklene i vannet og spres ut. Dette fører til en reduksjon av lysintensitet [14, p. 19]. Silt, leire og mikroorganismer er eksempler på noen partikler som gjør vannet mer uklart [1, p. 110]. Måleenheten som benyttes for turbiditet i Norge er FNU (Formazine Nephelometric Units) [1, p. 110], [14, p. 19]. Det er nyttig å undersøke turbiditetsnivå fordi det har en sterk korrelasjon med konsentrasjonen av suspendert stoff [14, p. 19].

3.2.4 Fargetall

Farge som kommer frem i naturlig vann forårsakes vanligvis av humus (naturlig organisk materiale) [28]. Ved høyt humus innhold får vannet en gulbrun farge, men fargen kan også forsterkes ved kontakt med materialer som mangan og jern [28], eller utslipp fra industri [1, p. 107]. Fargetallet oppgis i mg Platina/l (mg Pt/l), og måles med et spektrofotometer som sender ut lysbølger på 436 nm. Fotometeret måler graden av lysgjennomtrengelighet til vannet [1, p. 107].

3.2.5 KOF

KOF er en parameter som benyttes for analyse av organisk stoff i avløpsvann [14, p. 21]. En KOF-analyse utføres ved at forbruket av oksidasjonsmidler, som forekommer i kjemiske oksidasjonsreaksjoner, omregnes til en likeverdig konsentrasjon av oksygen [1, p. 116].

3.2.6 BOF

BOF er en parameter som benyttes til å analysere mengden organiske materialer i avløpsvann [14, p. 21]. En BOF-analyse utføres ved at det tilrettelegges for at aerobe bakterier skal nedbryte organisk stoff i avløpsvannet til H₂O (vann) og CO₂ (karbondioksid), for deretter å måle oksygenforbruket under nedbrytningsprosessen. Det er vanlig å angi BOF etter 5 eller 7 dager [1, pp. 114-115].

3.3 Rensing av avløpsvann

Rensing av avløpsvann inndeles ofte i tre renseprinsipper; *Mekanisk rensing*, *biologisk rensing* og *kjemisk rensing*. I praksis bygges avløpsrenseanlegg opp slik at de benytter prosesser som kombinerer renseprinsippene. Renseanlegg bør i tillegg til disse renseprinsippene også inkludere systemer for slambehandling og forbehandling [1, p. 413].

Kjemisk rensing er vanlig i Norge for fjerning av fosfor fra avløpsvannet [14, p. 39], men omtales ikke her da rapporten sin case ikke bruker dette renseprinsippet. I dette kapittelet presenteres også desinfeksjonstrinnet og filtrering.

3.3.1 Forbehandling

Formålet med forbehandling er å fjerne komponenter som kan medføre driftsproblemer i påfølgende rensetrinn. Slike komponenter kan eksempelvis være Q-tips, papir, bleierester samt fett, sand og grovere partikler. Siler, kverner, rister, sand- og fettfang er systemer som benyttes for forbehandling [1, p. 413].

Rister benyttes hovedsakelig med den hensikt å fjerne grovere partikler, det vil si partikler med størrelse på 5-50 mm, hvor det er vanlig å skille mellom tre lysåpninger; finrister (3-5 mm), rister (10-15 mm) og grovrister (25 mm) [1, p. 428].

Ved bruk av sandfang er hensikten å fjerne tyngre mineralske partikler og sand fra vannet [1, p. 430]. Den vanligste utformingen for sandfang er luftet sandfang, hvor luften tilføres på siden av bassenget. Tilførselen av luft fører da til en spiralbevegelse i bassenget, noe som kaster sanden ut mot utkanten av bassenget der sanden fanges opp av en slamlomme, hvor sanden renses [1, p. 430]. Det som benyttes mest i Norge er luftede sandfang, og er vanlig å kombinere med fettfang, som brukes til å separere fett fra vann. Fettet har lavere tetthet enn vann, og flyter derfor på bassenget sin overflate. Der skrapes fett av, ved hjelp av en fettskrape, før det føres vekk for behandling [1, p. 430].

3.3.2 Mekanisk rensing

Hensikten med mekanisk rensing er å separere slampartiklene fra avløpsvannet som vil føre til at en fjerner suspendert og organisk stoff med partikkelstørrelser ned til omtrent 0,1 mm [1, p. 430]. Mekanisk rensing brukes som regel som et fortrinn til kjemiske og biologiske renseprosesser i sekundær- og tertiærrenseanlegg. Det er også mulig å benytte mekanisk rensing som eneste renseprinsipp ved utslipp til en meget god sjøresipient [1, p. 430].

Tradisjonelt baseres mekaniske renseanlegg på sedimentering [1, p. 431]. Sedimentering omhandler bunnfelling av partikler i et såkalt sedimenteringsbasseng. De partiklene som har en større tetthet enn vann synker til bunnen av bassenget. Under optimale forhold skal partiklene synke til bunnen før de når bassenget sin ende, men synkehastigheten avhenger av partikkelstørrelsen [1, p. 189].

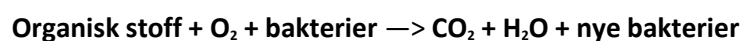
En annen metode for mekanisk rensing er siling av vannet [14, p. 26]. Dette omtales ikke her da det ikke benyttes i rapporten sin case.

3.3.3 Biologisk rensing

Biologiske renseanlegg benyttes for fjerning av organisk stoff, men benyttes også for fjerning av fosfor og nitrogen. Biologisk rensing foregår ved at anleggene utformes slik at det organiske stoffet brytes ned som næring for bakteriene i anlegget. Biologiske rensemetoder deles som regel inn i aerobe biologiske renseprosesser og anaerobe biologiske renseprosesser [1, p. 458].

En anaerob prosess betyr at prosessen ikke har tilgang på oksygen, i motsetning til en aerob prosess hvor det er tilgang på oksygen [14, p. 27]. Ettersom anaerobe prosesser hovedsakelig benyttes i avløpsvann med spesielle forhold, for eksempel kommunalt avløp i områder med høy temperatur og lavt vannforbruk eller næringsmiddelavløp, er det mest vanlig å benytte aerobe prosesser [1, pp. 458-459].

Aerobe, biologiske renseprosesser benyttes primært for å fjerne løst organisk stoff, men fjerner samtidig også partikulært organisk stoff [1, pp. 458, 459]. Under biologisk rensing med aerob prosess, brytes organisk stoff ned til vann (H₂O) og karbondioksid (CO₂) ved hjelp av mikroorganismer [1, p. 460]. Følgende reaksjon viser den aerobe omdanningen av organisk stoff [29], [14, p. 28]:

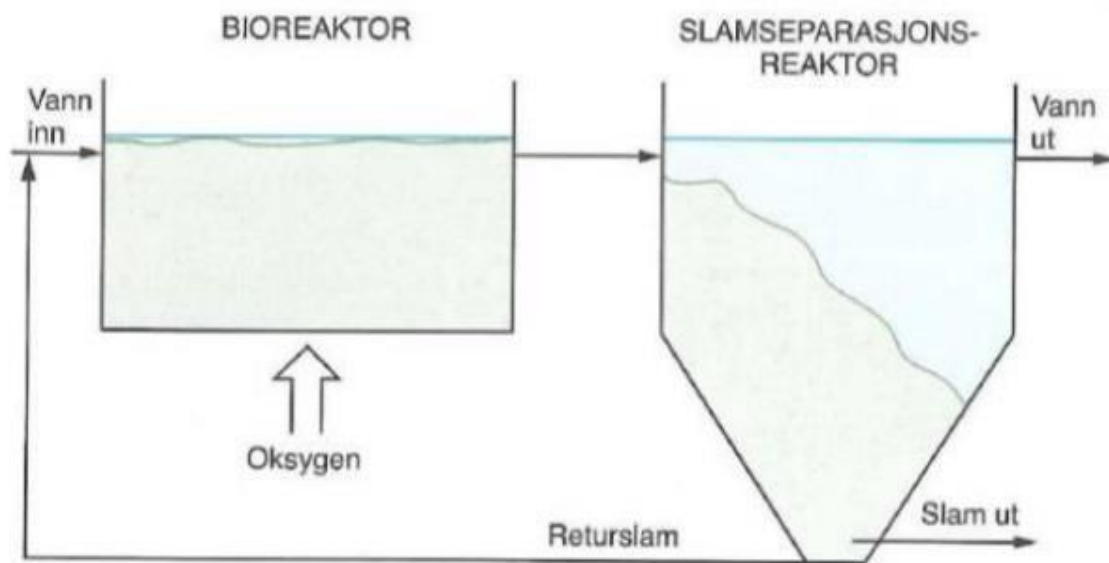


Denne reaksjonen betyr at aerobe bakterier benytter organisk stoff som næring, hvor energien går til cellevekst (nye bakterier) [14, p. 28]. Bakterieveksten medfører et overskudd av bakterier som må

fjernes fra prosessen i form av biologisk slam [1, p. 460].

For aerobe, biologiske anlegg finnes det flere ulike prosess- og reaktorutforminger, men disse kan deles inn i to typer anlegg: *Fastsittende bakteriekultur* (biofilmanlegg), og *suspendert bakteriekultur* (aktivslamanlegg) [1, p. 459]. Ettersom denne rapporten sin case ikke benytter biofilmanlegg, omtales kun aktivslamanlegg i dette kapittelet.

Aktivslamanlegg benytter suspenderte bakteriekulturer, hvor bakteriene svever fritt i en bioreaktor [1, pp. 459, 468]. Figur 3.1 viser en prinsippskisse for aktivslamanlegg.



Figur 3. 1: Prinsippskisse av suspendert bakteriekultur (aktivslamprosess) [1, p. 458]

I slike anlegg luftes avløpsvannet sammen med bakteriene (aktivslammet) i bioreaktoren [1, p. 468], hvor det tilføres oksygen slik anvist i figuren. Bakteriene samler seg for å danne fnokker av slam som separeres fra vannet i en slamseparasjonsreaktor som følger etter bioreaktor, noe som normalt utføres ved sedimentering [1, p. 468]. Denne prosessen vises i figur 3.1. En liten andel, tilsvarende bakterieveksten, av det sedimenterte biologiske slammet fjernes før tilbakestrøm av returslam foregår slik illustrert i prinsippskissen. Returslamprosessen returnerer deler av det fraseparerte slammet tilbake til bioreaktoren for å opprettholde en stabil og høy konsentrasjon av bakterier [30].

I en biologisk renseprosess er det også mulig å fjerne ammonium via nitrifikasjon samt nitrogen via denitrifikasjon. Fosfor kan også fjernes via en kombinasjon av anaerob og aerob biologisk rensing [1, p. 459].

3.3.4 Filtrering

Etter grovseparasjonsprosessene, for eksempel ved sedimentering, reduseres turbiditeten i vannet. Det vil fremdeles være små partikler igjen etter separasjonsprosessene [1, p. 193]. Til den hensikt benyttes filtrering som siste steg i partikkelseparasjonsprosessen. Filtrering foregår vanligvis ved bruk av sandfiltrering eller membranfiltrering [1, p. 193]. Membranfiltrering foregår ved at vannet presses

gjennom en porøs membran [1, p. 197], men omtales ikke nærmere ettersom det ikke benyttes i rapporten. Filtrering foregår vanligvis i to retninger: oppstrøms eller nedstrøms. Ved oppstrømsfiltrering filtreres vannet oppover, mens det i nedstrømsfiltrering filtreres nedover. Det er vanlig med nedstrømsfiltrering når filteret består av flere forskjellige medier [1, p. 195]. I denne rapporten benyttes oppstrømsfiltrering.

Et konvensjonelt sandfilter består hovedsakelig av en filtertank og ett eller flere filterlag av sand. Filtertanken utstyres med et drensssystem som drenerer vannet ut av filtertanken, men sørger samtidig for at sandsengen holdes på plass. Det skal også være et spylesystem til stede som brukes til å vaske ut filteret ved å tilbakespyle vann. Det er vanlig å benytte et overgangssjikt som skal hindre at sanden vaskes ut, men også sørge for at vannstrømmen fordeles over filterarealet både ved tilbakespyling og filtrering [1, p. 193]. Sandfilteret fungerer ved å fange opp partikler som ledes gjennom filteret. Når vannstrømmen blir stengt av, synker de største sandkornene raskest. Dette fører til et gradert sandsjikt hvor de største kornene befinner seg i bunnen, mens de minste vil legge seg på toppen. Dette gjør at sandsjiktet er tettest i den øverste delen [31]. Sandfiltre benyttes for eksempel til filtrering av drikkevann eller under sluttrensingen i avløpsrensaneanlegg [31].

Filterhastigheten beregnes ved bruk av formel 3.2 [1, p. 195].

$$(3.2) \quad Vf = \frac{Q}{A}$$

$Vf = \text{filterhastighet [m/h]}$
 $Q = \text{dimensjonerende vannmengde [m}^3/\text{t]}$
 $A = \text{filteroverflate [m}^2\text{]}$

3.3.5 Desinfeksjon

Etter rensing av avløpsvannet, forbedres vannkvaliteten og mengden bakterier reduseres, men innholdet av bakterier vil likevel være av betydning [32]. Tabell 3.1 viser renseeffekten av mikroorganismer ved ulike renseprosesser.

Tabell 3. 1: Renseprosesser og renseeffekt av mikroorganismer [33, p. 5]

Rensemethode	Renseeffekt for bakterier og virus
Mekanisk	25%
Kjemisk	99%
Biologisk	90%
Biologisk-kjemisk	99,9%
Biologisk-kjemisk med nitrogen-fjerning	99,9%

Mange avløpsrensaneanlegg har utslipp til resipienter som benyttes som drikkevannskilde [34, p. 129]. I slike tilfeller bør avløpsvannet desinfiseres for å redusere bakterieinnholdet ytterligere [35, pp. 2-3]. Det er vanlig å benytte UV-bestråling, klorering, ozonering eller en kombinasjon av disse som desinfeksjonsmetoder for vann [1, p. 657]. Desinfeksjon, eller inaktivering av mikroorganismer, er et viktig forebyggende tiltak mot sykdom som følge av mikroorganismer i vann [1, p. 162]. Tabell 3.2

viser en oversikt over noen mikroorganismer som finnes i avløpsvann samt sykdommene de forårsaker.

Tabell 3. 2: Oversikt over sykdommer forårsaket av noen patogene mikroorganismer funnet i avløpsvann [36, p. 1]

Organism	Disease Caused
Bacteria	
<i>Escherichia coli</i>	Gastroenteritis
<i>Leptospira</i> (spp.)	Leptospirosis
<i>Salmonella typhi</i>	Typhoid fever
<i>Salmonella</i> (=2100 serotypes)	Salmonellosis
<i>Shigella</i> (4 spp.)	Shigellosis (bacillary dysentery)
<i>Vibrio cholerae</i>	Cholera
Protozoa	
<i>Balantidium coli</i>	Balantidiasis
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Cryptosporidiosis
<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebiasis (amoebic dysentery)
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis
Helminths	
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis
<i>Taenia solium</i>	Taeniasis
<i>Trichuris trichiura</i>	Trichuriasis
Viruses	
Enteroviruses (72 types) e.g., polio echo and coxsackie viruses	Gastroenteritis, heart anomalies, meningitis
Hepatitis A virus	Infectious hepatitis
Norwalk agent	Gastroenteritis
Rotavirus	Gastroenteritis

3.4 Patogene mikroorganismer

Patogene mikroorganismer er encellede organismer slik som; virus, protozoer, bakterier, visse alger og sopparter, som kan forårsake sykdom [37], [38]. Disse organismene er biologiske enheter som innehar informasjonen de trenger for å formere seg, og som ved ordinære forhold kan vedvare som en egen enhet [38].

Ved rensing av avløpsvann vil det være mest aktuelt å se på virus, protozoer og bakterier, men forfatterne av denne rapporten fokuserer på bakteriegruppen «termotolerante koliforme bakterier» (TKB).

3.4.1 Termotolerante koliforme bakterier

Koliforme bakterier betegner tarmbakterier som er vanlige å benytte som indikatorbakterier for fekal forurensning. En analyse som påviser at koliforme bakterier er til stede i vannet er som oftest en indikasjon på fekal forurensning [39, p. 119]

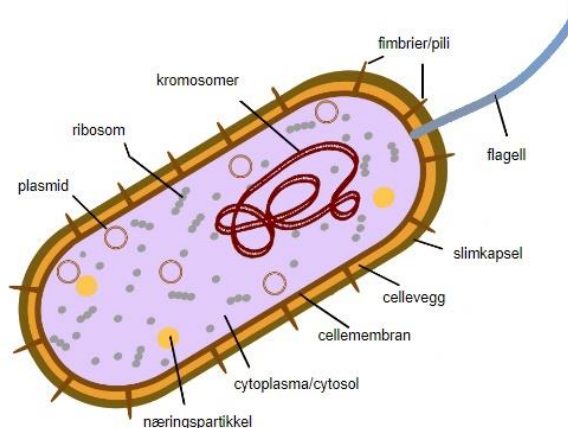
En koliform bakterie som er fremtredende i avføringen til mennesker og dyr er *Escherichia coli* (*E. coli*) [39, p. 119], [40, p. 26]. *E. coli* er en termotolerant koliform bakterie, som betyr at de tåler varme bedre enn andre koliforme bakterier, og kan vokse i temperaturer så høye som 44-45°C. Dersom det oppdages *E. coli* i vann, er det en indikasjon på fekal forurensning av vannet [41], [42]. *E. coli* brukes som en indikatororganisme for fekal forurensning av drikkevann fordi bakterien hverken

formerer seg eller lever i vann, dermed må bakterien sin opprinnelse i vannet komme fra en fekal forurensning. Det vil da være stor sannsynlighet for at andre patogene mikroorganismer også er å finne i vannet [41], [42], [43].

Koliforme bakterier har en felles egenskap til å danne glukose og galaktose ved å spalte laktose. Bakteriene forgjærer deretter stoffene ved dannelsen av syre og gass. For å påvise koliforme bakterier i vann ble det tidligere innblandet laktose i en vannprøve for å undersøke dannelsen av syre og gass [39, p. 52]. I dag er det mest vanlig å påvise bakteriene ved å foreta laboratorieforsøk hvor de koliforme bakteriene dyrkes i petriskåler fylt med agar, som er et geléaktig stoff, med tilsatte næringsstoffer for koliforme bakterier [44], [45]. Bakterier dyrkes i en inkubator, hvor de vokser opp i kolonier [44], [46] [47]. Ved estimering av bakteriekoloniene som dyrkes, er det vanlig å oppgi konsentrasjonen i CFU/ml (Colony Forming Unit) [48].

3.4.2 Bakterier: Oppbygging og funksjon

En bakterie er bestående av kun én celle som ikke har en cellekjerne, men har ett kromosom som inneholder samlingen av arvestoffet (DNA) flytende løst i cellevæsken (cytosol), og er omringet av en cellevegg. Innenfor celleveggen har bakterien en cellemembran som regulerer hvilke stoffer som skal inn eller ut av bakteriecellen. Cellevæsken har flere forskjellige enzymer og tusenvis av ribosomer [49]. Figur 3.2 illustrerer en bakteriecelle. Bakterier bruker flageller, som de kan ha flere av, til å bevege seg med. Fimbrier, som bakteriene benytter til å feste seg til en overflate, er også **vist** i figuren [49]. I tillegg til arvestoffet i kromosomet kan bakterier, som **vist** i figuren, også ha DNA-molekyler (plasmid DNA) som inneholder noen få gener, men disse er vanligvis unødvendige for bakterien sin overlevelse [50]. Enkelte bakterier er omringet av en kapsel som beskytter bakterien [49].



Figur 3. 2: Illustrasjon av en bakteriecelle (hentet fra NDLA) [51]

Arvestoffet (DNA) eksisterer som to lange tråder i kromosomet, og består av en spesifikk sekvens av fire forskjellige baser på hver DNA-tråd; T (tymin), G (guanin), C (cytosin) og A (adenin) [49], [52]. Disse basene er viktige byggesteiner for å videregjøre den genetiske koden slik at det kan dannes flere aminosyrer som settes sammen til et protein av ribosomene. Dette foregår ved at et RNA-stoff fungerer som en budbringer som fører en såkalt oppskrift, en kopi av DNA-basene sin rekkefølge, fra

arvestoffet til ribosomene. Ved fullført proteinsyntese sendes proteinene til forskjellige steder i bakteriecellen [52].

Bakteriene kan under enkelte forhold gå inn i et beskyttelsesstadium hvor de blir til sporer (endosporer). En spore er resistent mot stråling, varme og desinfeksjon og kan leve lenge i et slikt stadium. Dersom forholdene blir gunstige nok, vil sporene spire til nye bakterieceller [49], [40, p. 24].

3.5 UV-desinfeksjon av avløpsvann

UV-bestråling som desinfeksjonsmetode ble først iverksatt i Norge i 1975 som følge av bekymringer rundt biproduktene som oppstod ved bruken av klor som desinfeksjonsmetode. Det var tidligere en oppfatning om at UV-bestråling ikke hadde en effektiv desinfeksjon av protozoer som Giardia eller Cryptosporidium [5, p. 22]. Senere ble det i 1997/1998 oppdaget at selv relativt små doser med UV fungerte bra som desinfeksjonsmetode mot disse klorresistente protozoene, noe som førte til økt internasjonal interesse for UV-desinfeksjon [5, p. 16]. Denne oppdagelsen viste at UV-bestråling som desinfeksjonsmetode har god effekt for inaktivering av flere mikroorganismer, til og med mot organismer som er resistente til klorering [5, p. 29].

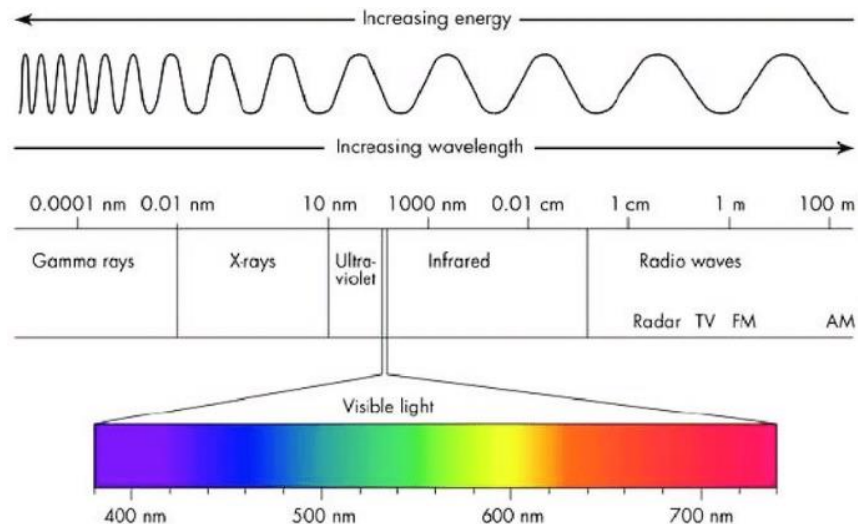
Det er vanlig å bruke mellomtrykkslamper eller lavtrykkslamper ved UV-bestråling av vann [5, p. 36]. Lavtrykkslampe benyttes i denne rapporten.

3.5.1 UV-lys

UV-lamper frembringer UV-lys ved at en gassblanding tilsettes en elektrisk spenning. Lamper som benyttes til UV-desinfeksjon bruker gassblandinger med kvikksølv damp. Kvikksølv benyttes fordi det avgir lys med en bølgelengde som er effektiv til å inaktivere mikroorganismer [1, p. 173]. Norsk Vann [5, p. 26] deler spekteret til UV-lys inn i fire deler:

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

Norsk Vann nevner deretter at inaktiveringseffekten er størst for UV-lys med bølgelengder på 200-300 nm, altså innenfor området til UV-B og UV-C. Lavtrykkslamper produserer for det meste UV-lys med en bølgelengde på 254 nm, hvor den inaktiverende effekten på mikroorganismer er størst. I en lavtrykkslampe benyttes det en moderat temperatur og et lavt damptrykk av kvikksølv [1, p. 173]. Figur 3.3 illustrerer det elektromagnetiske spekteret, hvor bølgelengdene som definerer UV-lys kan observeres. Figuren definerer også bølgelengdene til synlig lys.



Figur 3. 3: Det elektromagnetiske spekteret med bølgelengder for UV-lys samt synlig lys (hentet fra ResearchGate) [53]

3.5.2 UV-dose

Inaktiveringseffekten av mikroorganismene kan anslås ved å foreta dose-responsforsøk i et laboratorium. Forsøkene skal utføres ved å måle konsentrasjonen av mikroorganismer i en prøve før prøven eksponeres for UV-lys. De samme forsøkene gjentas deretter med forskjellige doser av UV-lys. Ved å sammenligne konsentrasjonen til de bestrålte prøvene med de ubestrålte prøvene, kan en finne inaktiveringsgraden til mikroorganismene. Ved å utføre slike dose-responsforsøk finner en den mikrobielle responsen, som er et mål på hvor sensitive mikroorganismene er for UV-eksponering, og en kan deretter danne en tabell/kurve som viser sammenhengen mellom inaktiveringsgrad og UV-dose [5, pp. 14, 31]. UV-dosen beregnes etter formel 3.3 [1, p. 172], [5, p. 29].

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

$D = \text{stråledose [mWs/cm}^2\text{]}$
 $I = \text{intensitet [mW/cm}^2\text{]}$
 $t = \text{eksponeringstid [s]}$

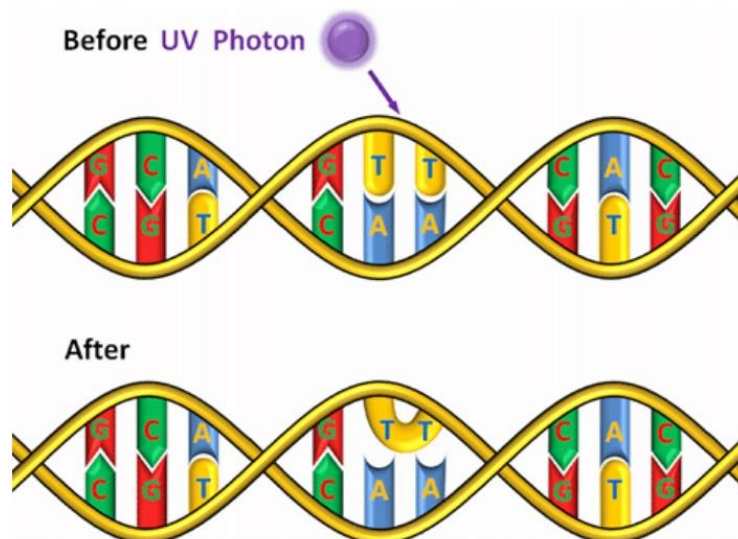
Bestrålingstiden (t) multipliseres med strålen sin intensitet (I) som sammen utgjør UV-dosen (D), oppgitt i mWs/cm^2 . UV-dose defineres som «Energimengde i form av UV-lys pr. areal enhet som treffer en flate (mJ/cm^2 eller J/m^2)» av Norsk Vann [5, p. 14].

3.5.3 Inaktivering av mikroorganismer ved UV-bestråling

Inaktiveringsprosessen starter så snart mikroorganismene blir eksponert for UV-lys. Norsk Vann [5, pp. 26-29] deler denne prosessen inn i fire trinn:

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

Norsk Vann nevner videre at UV-bestråling utført med bølgelengder på 200-300 nm vil gjennomtrengre både cellemembran, cellevegger og kjernemembran uten vansker og deretter påføre skader på metabolismen og arvestoffet til mikroorganismene. Figur 3.4 illustrerer skadene som påføres mikroorganismene sitt arvestoff ved UV-bestråling.

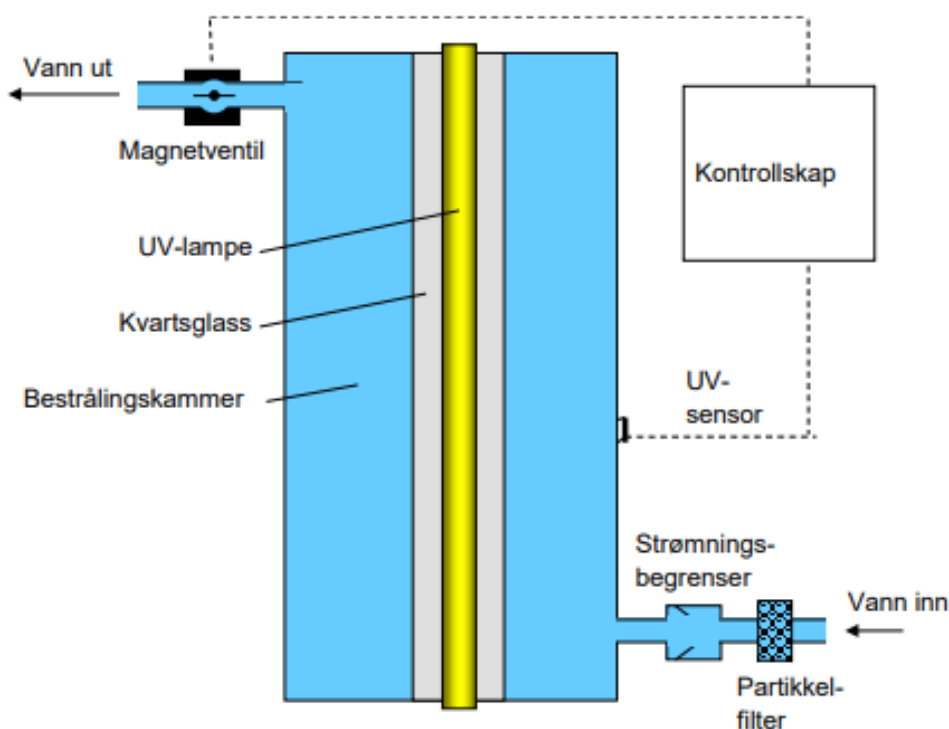


Figur 3. 4: Illustrasjon av skaden som påføres arvestoffet etter eksponering for UV-lys, det vil si dannelsen av en pyrimidin dimer (hentet fra ResearchGate) [54]

Som nevnt under kapittel 3.4.2, og anvist i figur 3.4, har DNA-trådene spesifikke sekvenser av fire forskjellige baser (tymin, guanin, cytosin og adenin), som ved normal funksjon skal sørge for å videresende den genetiske koden ved hjelp av en budbringer. Ved å eksponere DNA-trådene for UV-stråling, blir arvestoffet misdannet ved at det dannes kovalente forbindelser mellom tymin-baser på én DNA-tråd [55], slik vist i figur 3.4. Denne misdannelsen av arvestoffet fremstår som pyrimidin dimere, hvor to like molekyler binder seg sammen mellom organiske forbindelser [55], [56], [57]. Pyrimidin dimere påvirker bakteriene sin egenskap til å videreføre en presis transkripsjon av den genetiske koden [52]. Bakteriene er da ikke i stand til å reprodusere seg, og de er dermed inaktivert.

3.5.4 Typisk oppbygging av UV-anlegg

UV-anlegg bygges vanligvis opp av et bestrålingskammer med innløp og utløp. Kammeret fungerer som en hydraulisk reaktor, hvor størrelsen og utformingen til kammeret er en faktor for både oppholdstid, UV-eksponering og vannføring. I kammeret blir det festet elektriske kontakter og UV-lamper i tillegg til kvartsglass som er gjennomtrengelig for UV-lys, og fungerer beskyttende for UV-lampene. Kvartsglasset er utstyrt med et mekanisk vaskesystem, gjerne en visker, for å fjerne beleggdannelse på glasset. Det monteres i tillegg sensorer som registrerer UV-intensiteten i bestrålingskammeret. Bestrålingskammeret utformes også med målere som registrerer mengden vann som passerer kammeret og UV-transmisjonen (lysgjennomtrengelighet) til innløpsvannet [5, p. 36]. Det monteres også en temperatursensor for å overvåke at UV-reaktoren ikke overoppheter [1, p. 173]. Figur 3.5 viser en prinsippskisse av et UV-anlegg bygget opp med de nevnte komponentene.



Figur 3. 5: Prinsippskisse av et UV-anlegg med forskjellige komponenter (hentet fra folkehelseinstituttet) [40, p. 74]

Som vist i figuren skal anlegget installeres med et kontrollskap, som angir forholdene og måleverdiene i kammeret, slik som temperatur, lampestatus og UV-intensitet ved hjelp av de ovennevnte sensorene. Kontrollskapet skal også være koblet til en automatisk stengeventil som stenges dersom UV-dosen blir påvirket av for eksempel beleggdannelse, dårlig vannkvalitet eller svikt av komponenter. Strømbrytning fører til at UV-lampene slukkes og ventilen stenges. Det er derfor viktig med et aggregat for reservestrøm slik at desinfeksjonsprosessen kan fortsette [5, p. 36].

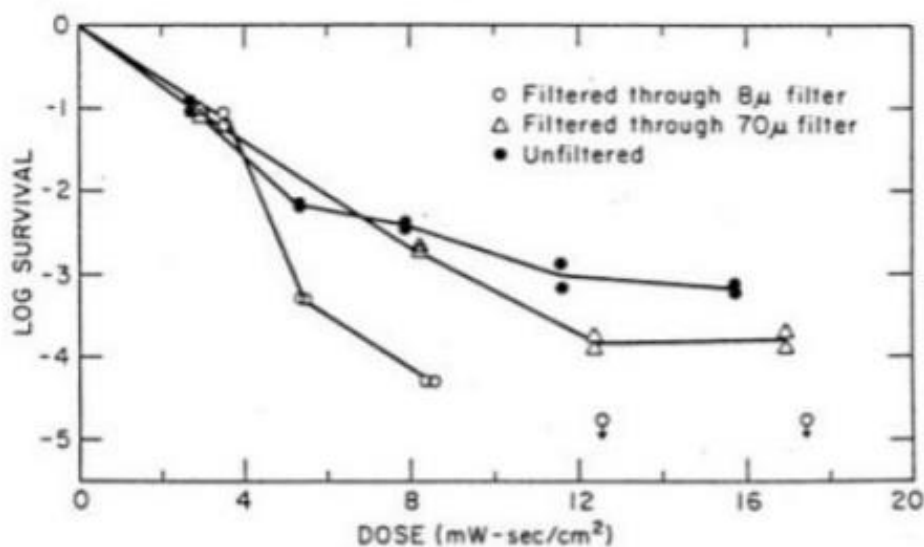
3.6 Faktorer som påvirker effekten av UV-bestråling

UV-desinfeksjonen sin effektivitet er svært avhengig av kvaliteten på vannet [5, p. 47]. To faktorer som påvirker UV-lyset sin effekt, er partikkelinnhold og UV-transmisjon [5, p. 47]. Men det finnes også en faktor knyttet til bakteriene sin evne til å reparere sitt arvestoff etter behandling med UV-lys, kjent som fotoreaktivering [58].

3.6.1 Partikkelinnhold

Partikkelinnhold er en av faktorene som påvirker effekten av UV-desinfeksjon, ettersom undersøkelser viser en sammenheng mellom overlevelse av koliforme bakterier og mengden suspendert stoff i UV-behandlet avløpsvann [59]. Dette skyldes partiklene sin egenskap til å absorbere og/eller spre UV-strålingen slik at den inaktiverende effekten reduseres som følge av en redusert UV-intensitet [5, p. 51], [60, pp. 2, 3].

Mikroorganismene i vannet kan også oppnå beskyttelse fra UV-stråling ved at de blir innkapslet i partiklene slik at organismene blir skjermet for desinfeksjon [61, p. 8], [5, p. 51], [62, p. 21]. Figur 3.6 illustrerer sammenhengen mellom partikkelinnhold og inaktivering ved UV-bestråling i en graf. Mer spesifikt viser figuren endringen i inaktiveringseffektiviteten fra ufiltrert vann til vann filtrert gjennom to forskjellige porestørrelser.



Figur 3. 6: Grafisk illustrasjon av sammenhengen mellom partikkelinnhold og UV-desinfeksjon (hentet fra Qualls et al.) [60]

3.6.2 UV-transmisjon og absorban

UV-transmisjon (UVT) er et mål på hvor mye lysintensitet som gjennomtrenger en viss vanddybde. Det måles ved å benytte et spektrofotometer ved 254 nm bølgelengde [61, p. 10]. UV-transmisjonen til vannet har stor betydning for desinfeksjonseffekten til UV-anlegget, hvor en lavere UVT vil kreve en økt UV-dose for å oppnå god effekt [5, p. 47]. Tre sentrale parametere knyttet til reduksjon av UVT er lysvei, vannets fargetall og turbiditet [5, p. 47].

Som nevnt i kapittel 3.6.1, kan partikler absorbere UV-lys. Andelen absorbert lys kan også måles spektrofotometrisk ved bølgelengder på 254 nm, og kalles UV-absorbans. UV-absorbans er en faktor ved beregning av UVT etter formel 3.4 [62, p. 25].

$$(3.4) T_b \text{ cm} = 10^{-Ab} \times 100 (\%)$$

b = lysvei (vanndybde målt i cm)

A = UV – absorbans pr. cm

Når UV-absorbans pr. cm er kjent, kan gjennomsnittlig UV-intensitet i en vannprøve beregnes ved bruk av formel 3.5 [63, p. 112].

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

I_0 = intensitet ved vannoverflate [mWs/cm^2]

A = UV – absorbans pr. cm

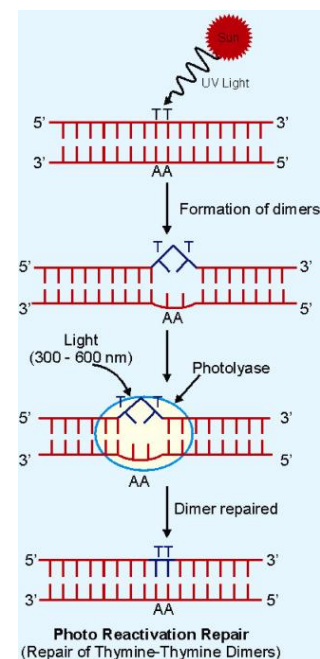
L = lysvei (vanndybde målt i cm)

3.6.3 Fotoreaktivering

Som nevnt i kapittel 3.5.3, påfører UV-lys skader på arvestoffet ved at det dannes pyrimidin dimere slik at bakteriene inaktiveres. Enkelte mikroorganismer, slik som *E. coli*, besitter evnen til å reparere disse DNA-skadene [64]. Dannelsen av pyrimidin dimere kan reverseres av to repareringsmekanismer; *fotoreaktivering* og *mørkereparasjon* [64]. Salcedo et al. viser i deres resultater at mørkereparasjon forekommer i en betydelig lavere grad enn fotoreaktivering [65]. I denne rapporten fokuseres det derfor på fotoreaktivering.

Kelner og Dulbecco observerte i 1949 at de biologiske effektene, som følge av eksponering for UV-lys med bølgelengder på 254 nm (UV-C), er mulig å reversere ved å tilføre synlig lys med lengre bølgelengder [66]. Dette fenomenet, hvor UV-eksponerte organismer kan reaktiveres ved å utnytte energien fra synlig lys, kalles fotoreaktivering og har siden blitt undersøkt av flere forfattere [6], [7], [64], [66], [67]. Figur 3.7 illustrerer hvordan fotoreaktivering foregår. Figuren viser tilstanden til arvestoffet idet det påføres UV-lys, etterfulgt av dannelsen av pyrimidin dimere som følge av UV-bestråling.

Figuren viser videre hvordan DNA-repareringsmekanismen gjøres mulig ved tilstedeværelsen av fotolyaser, fotoreaktive enzymer (flavoproteiner) med innhold av FAD (flavin adenin dinukleotid), som benytter blått lys (synlig lys, se figur 3.3) til å reparere skader på arvestoffet forårsaket av UV-bestråling [55], [69], [70]. Arvestoffet repareres ved at fotolyaser absorberer blått lys og overfører eksitasjonsenergi til FADH₂, som er en redokstilstand



Figur 3. 7: Illustrasjon av fotoreaktivering, prosessen hvor pyrimidin dimere repareres (hentet fra ScienceDirect) [68]

av FAD [6, p. 6]. Pyrimidin dimere får da tilført et elektron fra FADH slik at dimeren brytes opp, og skadene på arvestoffet blir dermed reversert [6, p. 6].

3.7 Tidligere arbeid på området

For å få en dypere forståelse for UV-desinfeksjon samt påvirkningen av faktorer som partikkelinnhold og fotoreaktivering, undersøkes det i dette kapittelet tidligere arbeid innen fagområdet.

3.7.1 Effect of pre- and post-UV disinfection conditions on photoreactivation of fecal coliforms in wastewater effluents

Artikkelen [71] er skrevet av Hallmich og Gehr. Forfatterne undersøker effekten av fotoreaktivering etter inaktivering av fekale koliforme bakterier, slik som *E. coli*, via UV-desinfeksjon. Prøvene av avløpsvannet ble hentet fra to forskjellige renseanlegg i Canada; *Montréal Treatment Plant* og *La Prairie Wastewater Treatment Plant*, som henholdsvis benyttet en kjemisk renseprosess etterfulgt av sedimentering, og en biologisk renseprosess (aktivslamanlegg). For hvert vannuttak, sørget forfatterne for å karakterisere vannet ved bruk av følgende vannparametre: Suspendert stoff, KOF, turbiditet. De undersøkte også UV-transmisjonen til vannprøvene. Vannprøvene ble eksponert for UV-strålingen fra en lavtrykkslampe med en intensitet på 0,175-0,195 mW. Eksponeringstiden ble deretter justert for å oppnå en UV-dose på 10 og 20 mWs/cm². Forfatterne av denne artikkelen utførte en rekke eksperimenter for å undersøke hvordan effekten av fotoreaktivering ble påvirket ved å tilføre synlig lys, ved bruk av en halogenlampe med bølgelengder mellom 400-800 nm, på forskjellige tidspunkter:

- Før desinfeksjon
- Samtidig med desinfeksjon
- Tre timer etter desinfeksjon
- Seks timer etter desinfeksjon

For de to første tidspunktene, hadde vannet samme eksponeringstid for både synlig og ultrafiolett lys. Eksponering for synlig lys varte i tre timer før resultatene ble fastslått. Deres resultater viser at effekten av fotoreaktivering blir sterkt redusert dersom vannprøven skjermes for synlig lys i minst tre timer. Resultatene indikerer også at skjerming av vannprøvene i lengre enn tre timer ikke reduserer effekten vesentlig. Forfatterne konkluderer med at avløpsrenseanlegg som benytter UV-desinfeksjon kan redusere effekten av fotoreaktivering betraktelig ved å designe et renseanlegg på et vis som skjermer utløpsvannet fra synlig lys.

3.7.2 Desinfeksjon av utløpsvann fra minirensesanlegg

Rapporten [72] er skrevet av sivilingeniørene Rawcliffe og Paulsrud. Forfatterne undersøker effekten av UV-desinfeksjon på kjemisk-biologisk rensed avløpsvann ved optimal drift, samt omstendigheter med slamflukt. Slamflukten ble simulert ved å tilsette aktivslam til det rensede avløpsvannet. Forsøkene tok sted i Bekkelaget avløpsrenseanlegg i Oslo, hvor prøvetakingen foregikk ved utløpet av sedimenteringsbassengene. Deres forsøk eksponerte vannprøvene for UV-doser på 80, 140 og 280 mWs/cm². Forfatterne sørget for å analysere turbiditeten og mengden suspendert stoff i vannet, men målte også UV-transmisjonen. Det ble konstruert et pilotanlegg, hvor UV-lampen fungerte

kontinuerlig, med mulighet for å ta prøver av vannet rett før og etter eksponering for UV-lys. Deres resultater viser at en UV-dose på 80 mWs/cm² oppnår omtrent 3 log-inaktivering, som tilsvarer omtrent 99,9% inaktivering, for avløpsvann ved normal drift. Ytterligere økning av UV-dose førte ikke til vesentlig økt inaktivering. For prøvene knyttet til slamflukt, ble det observert en inaktivering på 25-27% av *E. coli*, noe som tyder på dårlig reduksjonsevne av *E. coli* ved omstendigheter med slamflukt. Forfatterne konkluderer at det er en tydelig korrelasjon mellom mengden suspendert stoff i avløpsvannet og inaktiveringseffekten til UV-bestråling som desinfeksjonsmetode. Metoden er meget utsatt for slamflukt, og det bør derfor utføres etterpolering av vannet for å sikre en god og stabil desinfeksjonseffekt.

3.7.3 Impact of environmental conditions on bacterial photoreactivation in wastewater effluents

Shafaei et al. [72] undersøker signifikante faktorer relatert til fotoreaktivering ved tilstedeværelsen av naturlig sollys, altså utendørsforhold. Avløpsvannet som benyttes i studiet ble hentet fra innløpet og utløpet til UV-desinfeksjonstrinnet fra et kommunalt avløpsrensaneanlegg i Edmonton, Canada. Avløpsvannet ble deretter plassert i plastikkbeholdere ved 4°C i opptil en time. Shafaei et al. sine resultater viste at en økt UV-dose medførte en redusert effekt av fotoreaktivering, og at effekten av fotoreaktivering var lavere enn 5% etter eksponering for sollys i fire timer ved en UV-dose på 25 mWs/cm². Shafaei et al. konkluderer med at større UV-doser reduserer potensialet for fotoreaktivering av koliforme bakterier i resipienter.

3.7.4 Partikler sin effekt på UV-inaktivering

Garay et al. [73] observerte i sin studie, hvor sammenhengen mellom turbiditet og UV-inaktivering blir undersøkt, en korrelasjon mellom turbiditet og UV-inaktivering av blant annet *E. coli*. I deres resultater ble det observert en log-reduksjon på omtrent 1,5 ved et turbiditetsnivå på 300 FNU og UV-dose 12,5 mWs/cm². Ved turbiditet på 5 FNU og UV-dose på 13 mWs/cm², ble det observert en log-reduksjon på omtrent 2,4.

Qualls et al. [60] observerte i sin studie, som omhandler partikler sin rolle ved UV-desinfeksjon, at filtrering av avløpsvann medførte en drastisk endring i overlevelsen av fekale bakterier ved UV-desinfeksjon. Deres resultater viser også at filtrering fjerner partikler som er store nok til å skjerme bakterier. Qualls et al. konkluderer med at filtrering forbedrer effekten av UV-inaktivering.

4. Forskerspørsmål

Som nevnt i vår kunnskapsbakgrunn, er innholdet av bakterier fremdeles betydelig etter rensing av vannet, noe som krever desinfeksjon. Det er flere faktorer knyttet til desinfeksjon ved bruk av UV-lys. Med dette som bakgrunn, formulerer forfatterne følgende forskerspørsmål:

- **I hvilken grad påvirker fotoreaktivering og partikkelinnhold effekten ved UV-bestråling av rensset avløpsvann, og hvilke tiltak kan benyttes for å redusere effekten disse to faktorene har på UV-bestråling?**

For å besvare dette, undersøkes følgende underspørsmål:

- **Hvordan kan effekten av slamflukt begrenses?**
- **Hvordan kan filtrering forbedre effekten av UV-bestråling?**
- **Hvor stor blir effekten av fotoreaktivering i forhold til inaktiveringsgrad?**
- **Hvordan bør utslipp av rensset avløpsvann utføres?**

Disse spørsmålene besvares ved å benytte rensset avløpsvann fra et renseanlegg i laboratorieforsøk, hvor forfatterne undersøker effekten av UV-desinfeksjon under omstendigheter med økt partikkelinnhold og/eller tilførsel av synlig lys. Forfatterne undersøker også forebyggende tiltak til disse omstendighetene, og sammenligner effekten før og etter tiltakene.

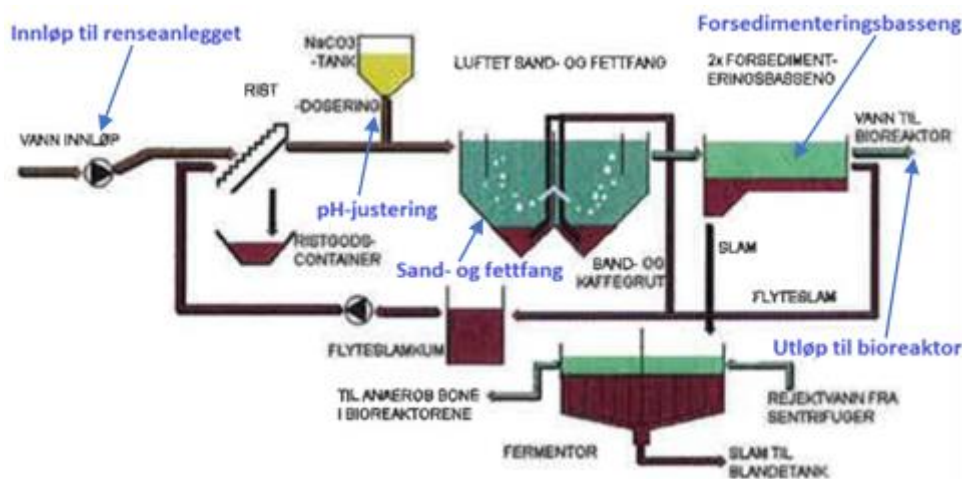
4.1 Avgrensninger

Forfatterne tar kun for seg desinfeksjon av vann ved bruk av UV-lys, og sammenligner ikke med andre metoder for desinfeksjon. Økonomiske utgifter knyttet til bruk av UV-utstyr eller tiltak for å sikre UV-inaktivering undersøkes heller ikke.

5. Case

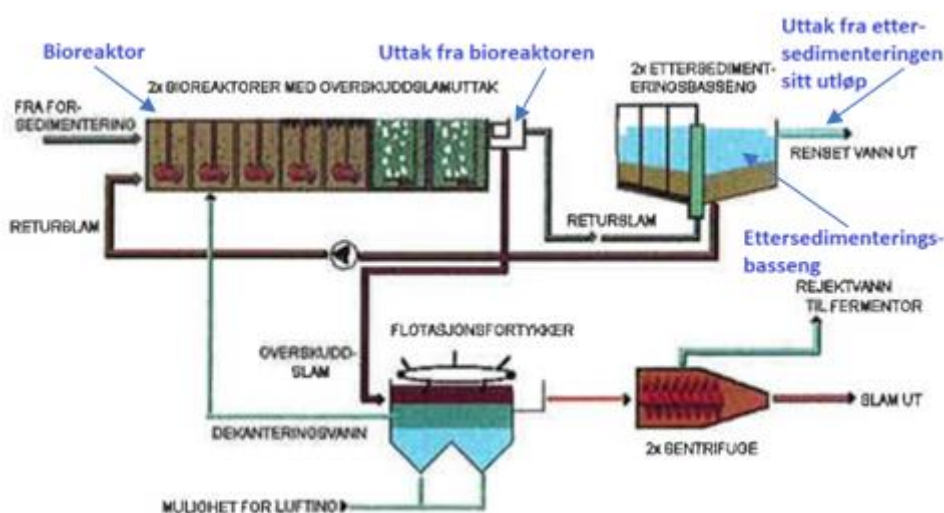
Denne studien har som hensikt å undersøke virkningen av fotoreaktivering og partikkelinnhold under UV-desinfeksjon av rensset avløpsvann samt hvilke tiltak som kan benyttes for å redusere disse faktorene. Dette undersøkes i laboratorieforsøk.

For å undersøke dette er det nødvendig med avløpsvann for forsøkene. Avløpsvannet for forsøkene er hentet fra Groos rensanlegg, et kommunalt anlegg i Grimstad, som håndterer avløpsvann. Rensanlegget sin oppbygging illustreres i figur 5.1 og figur 5.2.



Figur 5. 1: Innløp til og utløp fra forbehandlingstrinn ved Groos rensanlegg (hentet fra Grimstad kommune) [17]

Groos rensanlegg er oppbygd av flere rensprosesser. Figur 5.1 viser innløpet til anlegget, hvor vannet gjennomgår en forbehandling som består av rist, pH-justering, etterfulgt av sand- og fettfang. Vannet blir deretter fordelt til to parallelle linjer. Begge linjene fører vannet til et forsedimenteringsbasseng før vannet får utløp til en bioreaktor. Disse stegene anvises med piler i figur 5.1.



Figur 5. 2: Innløp til biologisk rensetrinn, ettersedimentering, utløp fra rensanlegget og uttakspunkter fra bioreaktor og utløp (hentet fra Grimstad kommune) [17]

Figur 5.2 viser innløpet fra forsedimenteringsbassengene i figur 5.1. Vannet gjennomgår en biologisk renseprosess i bioreaktoren, hvor det dannes biologisk slam som biprodukt, før det får utløp til et ettersedimenteringsbasseng. Figur 5.2 viser til slutt at vannet, nå rensset avløpsvann, får utløp fra renseanlegget.

Vannprøvene vi benytter i forsøkene hentes fra to forskjellige uttakspunkt i renseanlegget; Uttak fra ettersedimenteringsbassenget sitt utløp, og uttak fra bioreaktoren. Vannet fra uttaket til ettersedimenteringen sitt utløp representerer rensset avløpsvann fra et utløp ved normal drift (Heretter omtalt som «UND»), mens uttaket fra bioreaktoren representerer slam fra det biologiske rensetrinnet (Heretter omtalt som «SFB»). Vannet fra disse uttakspunktene kombineres, til en blanding av 5% SFB og 95% UND, for å danne et vann som skal simulere et utløp som påvirkes av slam fra det biologiske rensetrinnet (Heretter omtalt som «USB»). Uttakspunktene er anvist på figur 5.2.

Forfatterne benytter UND- og USB-vannet som vannprøver til laboratorieforsøkene for å undersøke i hvilken grad fotoreaktivering og partikkelinnhold påvirker effekten av UV-desinfeksjon. Ettersom UND har lavere partikkelinnhold enn USB, er det hensiktsmessig å bruke begge vannprøvene i samme type forsøk for å undersøke forskjellene i resultater som følge av partikkelinnhold.

6. Materialer

For å utføre laboratorieforsøkene, ble det benyttet nødvendig utstyr på laboratoriet. I dette kapittelet presenteres det en liste over utstyr for de forskjellige prosedyrene.

6.1 Suspendert stoff

I figur 6.1 vises en konisk kolbe med tilkoblet vakuumpump, filtreringskopp og filteropsats. Følgende utstyr benyttes ved måling av suspendert stoff:

- Glassfiberfilter (Whatman GF/A) med diameter 55 mm og poreåpninger på 1,6 μm
- Kolbe for vakuumpump
- Filteropsats med gummiplugg
- Varmeskap for tørking av glassfiberfilter
- 500ml konisk kolbe med tilkoblet vakuumpump
- Filteropsats med gummiplugg
- 250ml filtreringskopp
- Pipette
- Pinsett
- Vekt

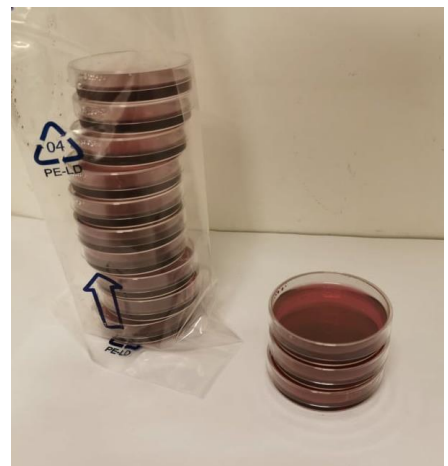


Figur 6. 1: Konisk kolbe med tilkoblet vakuumpump, filtreringskopp og filteropsats

6.2 Petriskåler med koliform agar

I figur 6.2 vises flere petriskåler fylt med koliform agar. Følgende utstyr benyttes ved tilberedelse av petriskåler med koliform agar:

- Kokeplate
- Kolbe
- Destillert vann
- Pipette
- Rosolic acid
- Koliform agar (m-FC agar)
- Petriskål med diameter 55 mm
- Kjøleskap
- Spatel

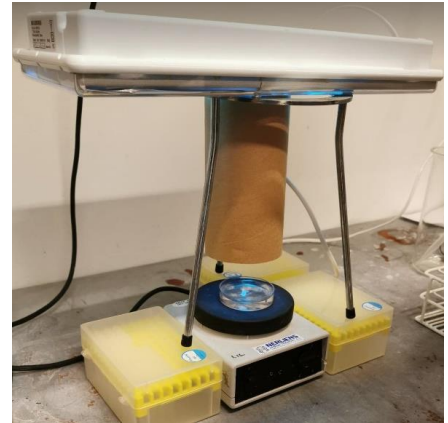


Figur 6. 2: Tilberedte petriskåler fylt med koliform agar

6.3 UV-desinfeksjon og filtrering

I figur 6.3 vises en lavtrykkslampe som benyttes ved UV-desinfeksjon. Følgende utstyr benyttes ved UV-desinfeksjon og filtrering av avløpsvannet:

- Petriskål til vannprøver med en diameter på 55 mm
- Sterilt membranfilter (GN-6 Metricel) med diameter 47 mm og poreåpninger på 0,45 μm
- UV-lampe (Lavtrykkslampe)
- Pappør for å avgrense bestråling
- Magnet for omrøring
- 500ml konisk kolbe med tilkoblet vakuumpump
- Filteropsats med gummiplugg
- 250ml filtreringskopp
- Petriskåler med agar
- Destillert vann for skylling av utstyr
- Klemme
- Pipette
- Pinsett



Figur 6. 3: Lavtrykkslampe som benyttes ved UV-desinfeksjon

6.4 Inkubering

Følgende utstyr benyttes ved inkubering av bakteriene:

- Varmeskap på 44°C
- Lampe for tilførsel av synlig lys ved lysinkubering

6.5 Annet utstyr

I figur 6.4 vises et oppstrøms sandfilter. Følgende utstyr benyttes ellers på laboratoriet ved Universitetet i Agder:

- Vannfast tusj og gradskive (til merking av prøver og telling av bakterier)
- Vannprøve fra Groos renseanlegg (Utløp av sluttsedimentering (UND))
- Vannprøve fra Groos renseanlegg (Slam fra biotrinnet (SFB))
- Gummihansker ved håndtering av vannprøver
- UVX-25 sensor koblet til et UVX radiometer for å måle intensiteten til UV-lampen
- Spektrofotometer (Hach DR3900) for måling av fargetall
- Turbidimeter (Hach 2100Q) for måling av turbiditet
- Sandfilter, med overflateareal 38,48 cm^2 , til filtrering av avløpsvannet (Utløp påvirket av slam fra biotrinnet (USB))



Figur 6. 4: Oppstrøms sandfilter

7. Metode

For å besvare rapporten sitt forskerspørsmål ble det utført et litteraturstudium for å finne relevant og nødvendig informasjon. Derfra gikk forfatterne frem med en kvantitativ metode i form av forsøk på laboratoriet ved Universitetet i Agder. Det ble også utført beregninger knyttet til statistikk ved fremstilling av resultatene. Forskerspørsmålet omhandler desinfeksjon av avløpsvann. I den sammenheng kontaktet forfatterne Groos renseanlegg (Grimstad kommune) med en forespørsel om å hente avløpsvann ved flere anledninger, ettersom det var behov for nytt avløpsvann hver uke der laboratorieforsøkene tok sted. Dette ble gjort for å sikre at bakteristanden var god. I dette kapittelet presenteres fremgangsmetoden for de forskjellige forsøkene og målingene forfatterne utførte med vannet. Ved håndtering av avløpsvannet ble det benyttet gummihansker.

7.1 Kildekritikk

I denne rapporten har det blitt benyttet relevante kilder under litteraturstudium for å bygge opp nødvendig kunnskap knyttet til forskerspørsmålet. Kildene som benyttes i rapporten er hentet fra en relevant fagbok som omhandler vann- og avløpsteknikk, men også litteratur funnet på internett via søkemotorene Google og Google Scholar. Alderen til kildene, og hvorvidt informasjonen de inneholder er utdatert, ble vurdert avhengig av kilden sitt innhold. Dette ble gjort fordi enkelte biologiske funksjoner, for eksempel arvestoff og dets funksjon, er fundamentale funksjoner som ikke endrer seg vesentlig på kort tid. Troverdigheten til kildene ble vurdert ut ifra forfatteren, og hvorvidt kilden fremsto som pålitelig og/eller vitenskapelig.

7.2 Datainnhenting fra Groos renseanlegg

Ved henting av avløpsvann fra Groos renseanlegg, spurte forfatterne også etter en rapport som detaljerte innløps- og utløpsverdiene til renseanlegget. Dette ble gjort for å undersøke vannkvaliteten i renseanlegget for perioden laboratorieforsøkene pågikk. Disse rapportene ble undersøkt, og deretter satt inn i en tabell på dataprogrammet Excel.

7.3 UV-transmisjon og absorpsjon fra Eurofins

Vannprøvene benyttet i forsøkene ble sendt til Eurofins i Kristiansand, hvor prøvene ble analysert for å finne verdier på UV-transmisjon og absorpsjon. Resultatene for de innsendte vannprøvene ble lagt inn i en tabell på dataprogrammet Excel.

7.4 Tilberedelse av petriskåler med koliform agar

Ved tilberedelse av agar ble det målt opp 25.3 g koliform agar (selektivt medium for dyrking av termotolerante koliforme bakterier) i pulverform, som ble tilsatt til 0.5 liter destillert vann i et begerglass. Glasset ble plassert på en kokeplate med magnetrører. Blandingen ble varmet opp til kokepunktet, og deretter tilsatt 5 ml Rusolic Acid-løsning. Etter tilsetning ble miksturen rørt i omtrent ett minutt. Det ble klargjort flere tomme petriskåler, som ble fylt med ferdig kokt agar. Petriskålene med agar ble liggende i 1-2 timer slik at innholdet stivnet til en agargelé. Deretter ble skålene, nå fylt med agargelé, pakket inn i plastposer. Plastposene ble merket med dato, og lagret i et kjøleskap.

7.5 Suspendert stoff (Konsentrasjon av suspendert stoff)

Ved måling av suspendert stoff i avløpsvannet ble det benyttet glassfiberfiltre (Whatman GF/A) med en diameter på 55 mm. Ett filter ble først plassert på en vekt for å finne tørrvekten. Denne vekten ble notert. Dette ble gjentatt for alle filtrene. Filtrene ble deretter plassert på en kolbe med vakuum avsug, hvor de sto klare for filtrering av vannprøver. Det ble filtrert seks vannprøver av tre forskjellige varianter (100ml UND, 50ml USB, 10ml SFB), noe som resulterte i to prøver av hver variant. Etter gjennomført filtrering av seks filtre ble filtrene satt i et varmeskap, som ble stilt inn på 105°C, i én time. Dette ble gjort for å sikre at filtrene ble helt tørre. Filtrene ble deretter tatt ut av varmeskapet og veid på nytt for å finne ny vekt som også ble notert. Ny og opprinnelig vekt ble benyttet i formel 3.1, fra kapittel 3.2.4 «Suspendert stoff», til å finne antall mg SS per liter vann. Denne prosedyren ble gjennomført hver gang det ble hentet vann fra renseanlegget.

7.6 Turbiditet

Ved måling av turbiditet i vannet, ble det benyttet et turbidimeter (Hach 2100Q). Måleinstrumentet ble kalibrert med standardløsninger før bruk. En vannprøve ble overført til et måleglass, som ble tørket godt av for fingermerker og fukt, før det ble satt inn i måleinstrumentet. Hetten til instrumentet ble satt på før målingen startet. Etter ferdig måling ble resultatet, som var oppgitt i FNU, lest av og notert. Turbiditetsmålinger ble gjennomført hver gang det ble hentet vann fra renseanlegget.

7.7 Fargetall

Ved måling av fargetallet på avløpsvannet, ble det benyttet et spektrofotometer (Hach DR3900). Før bruk ble måleinstrumentet kalibrert ved å fylle et måleglass med destillert vann, som deretter ble plassert i instrumentet for avlesning. Glasset ble så tatt ut, og det destillerte vannet ble erstattet med en vannprøve fra renseanlegget. Måleglasset, nå fylt med avløpsvann, ble så plassert inn i instrumentet igjen. Fargetallet ble lest av og notert.

7.8 UV-intensitet

Lysintensiteten til UV-lampen ble målt ved å benytte en UVX-25 sensor koblet til et UVX radiometer. Målingen ble tatt ved et punkt på overflaten av en skål der vannet først blir eksponert for UV-strålingen. Høyden på vannet var ca. 1 cm. UV-intensiteten ble målt til 0,05 mW/cm². Gjennomsnittlig UV-intensitet i vannprøvene ble deretter beregnet ved bruk av formel 3.5, slik beskrevet i kapittel 3.6.2 «UV-transmisjon og absorpsjon», for hver vannprøve som ble benyttet i forsøkene.

7.9 UV-desinfeksjon og filtrering av avløpsvann

Før desinfeksjon av avløpsvannet, ble det først klargjort en liste med planlagte vannprøver. Prøvene ble nummerert og notert. Det ble klargjort petriskåler med koliform agar (Selektivt medium for dyrking av termotolerante koliforme bakterier), hvor skålene ble merket med et nummer som korresponderte til en planlagt vannprøve fra notatene. Forfatterne sørget også for å rense utstyret med destillert vann før bruk.

For å sikre at UV-lampen nådde full effekt, ble lampen slått på 15 minutter før UV-bestråling av vannprøvene fant sted. Prøvene, som bestod av enten UND eller USB-blandingen, ble overført til en

petriskål. Deretter ble petriskålen satt under lampen på en magnetrører, og eksponert for UV-lys. Det ble utført flere forsøk med forskjellig hensikt slik at det ble benyttet følgende eksponeringstider; 40, 80, 160 og 320 sekunder. Disse eksponeringstidene resulterte i varierende UV-doser avhengig av vannprøve og beregnet gjennomsnittlig UV-intensitet. Da prøvene oppnådde den ønskede eksponeringstiden ble en spesifikk mengde av prøvevannet overført til et begerglass ved bruk av pipetter. Dersom vannprøven skulle fortynnes, inneholdt begerglasset en mengde destillert vann. Mengden destillert vann var avhengig av ønsket fortynningsgrad. Noen av prøvene ble fortynnet til et forhold på 1:10 eller 1:100. I disse tilfellene var fortynning nødvendig for å sikre at prøvene var mulige å telle etter inkubering, noe som ofte var vanskelig med vannprøver som inneholdt USB-blandingen.

Begerglasset sitt innhold ble deretter overført til filtrering. For å filtrere vannprøvene, benyttet forfatterne en konisk kolbe med tilkoblet vakuumsug og filteroppsats, som var koblet til kolben via en gummipropp. Det ble, ved bruk av en pinsett, plassert et sterilt membranfilter (GN-6 Metricel) i filteroppsatsen før det ble festet en filtreringskopp over filteret ved hjelp av en klemme. Vannprøven i begerglasset ble forsiktig tømmt over i filtreringskoppen slik at filteret ble fullstendig dekket av prøven. Vakuumsuget ble deretter igangsatt ved å åpne en nærliggende vannkran, som avsug var koblet til, slik at vannprøven ble filtrert gjennom membranfilteret. Etter ferdig filtrering ble filteret, nå fylt med mikroorganismer og partikler fra vannprøven, overført til en petriskål med koliform agar.

Disse prosessene ble gjentatt for alle vannprøvene som ble utført. I tillegg til prøver som ble UV-bestrålt, var det også flere vannprøver som ble filtrert uten eksponering for UV-lys. Dette ble gjort for å danne et sammenligningsgrunnlag for de UV-bestrålte vannprøvene.

7.10 Inkubering av termotolerante koliforme bakterier

Petriskålene med de filtrerte vannprøvene ble plassert i et varmeskap som var stilt inn på 44°C for inkubering i 18 timer. For prøvene knyttet til fotoreaktivering, ble det festet en lampe i varmeskapet for å tilføre synlig lys under inkubering.

7.11 Telling av bakteriekolonier etter inkubering

Petriskålene ble tatt ut av varmeskapet etter 18 timer. For å telle oppblomstringene som vokste frem etter inkubering, ble det benyttet en vannfast tusj som hjelpemiddel. Forfatterne merket av på lokket til petriskålen for å holde oversikt over hvilke kolonier som var telt. Ettersom noen filtre hadde store mengder kolonier, var de vanskelige å telle presist. I slike tilfeller ble antall kolonier estimert ved å dividere petriskålen opp ved bruk av en gradskive. Forfatterne valgte deretter den mest representative delen av skålen for telling. Den delen ble deretter multiplisert for å få en representativ mengde bakteriekolonier.

7.12 Sandfiltrering

For forsøkene med filtrering ble det benyttet et oppstrøms sandfilter. Sandfilteret var bygget opp av en filtertank med to sjikt. Bunnsjiktet bestod av puk (diameter på 16-25mm), med sjikthøyde på 7 cm, mens toppsjiktet bestod av filtersand (diameter på 0,8-1,2 mm) der sjikthøyden var 21 cm. Vannmengden (Q) som strømmet gjennom filteret ble justert til ca. 0,32 l/min ved en filterhastighet

på 5 m/t. Vannet ble pumpet gjennom sandfilteret via en slange som førte vannet inn ved bunnen. Det sandfiltrerte vannet fikk utløp ved toppen av sandfilteret.

Ved sandfiltrering av avløpsvannet, ble vannet først pumpet gjennom sandfilteret i 6 minutter. Dette ble gjort for å sikre at det eksisterende vannet i sandfilteret ble skiftet ut fullstendig. Deretter ble omtrent en liter avløpsvann, som inneholdt slam fra biotrinnet (USB), filtrert gjennom sandfilteret. Det filtrerte vannet gjennomgikk deretter UV-desinfeksjon og filtrering, slik beskrevet i metodekapittel 7.9. Det ble også benyttet en USB-blanding uten sandfiltrering under UV-desinfeksjon for å skape et sammenligningsgrunnlag.

7.13 Beregning av resultater

Suspendert stoff ble beregnet ved bruk av formel 3.1, slik beskrevet i kapittel 3.2.1 «Suspendert stoff». Beregning av UV-dose ble utført ved bruk av formel 3.3, slik beskrevet i kapittel 3.5.2 «UV-dose». Vannmengden (Q) som strømmet gjennom sandfilteret ble dimensjonert ved bruk av formel 3.2, slik beskrevet i kapittel 3.3.4 «Filtrering».

Resultatene fra laboratorieforskene ble ført inn i Excel. Resultatene ble videre behandlet ved bruk av Excel sine beregningsfunksjoner til å beregne dosering, gjennomsnitt og standardavvik. Aritmetisk gjennomsnitt ble beregnet ved bruk av formel 7.1 [74]. Standardavvik ble beregnet i dataprogrammet Excel ved bruk av formel 7.2 [75]. Konfidensintervall ble beregnet ved bruk av formel 7.3, ved en t-verdi på 4,303 [76].

$$(7.1) \bar{x} = \frac{x_1 + x_2 + x_3 \dots x_n}{n} \quad n = \text{total populasjon}$$

$$(7.2) \sigma = \sqrt{\frac{\sum(x_i - \bar{x})^2}{(n-1)}} \quad \bar{x} = \text{aritmetisk gjennomsnitt}$$

$$x_i = x_1 + x_2 + x_3 \dots x_n$$

$$(7.3) 95\% \text{ Konfidensintervall} = \bar{x} \pm t \left(\frac{\sigma}{\sqrt{n}} \right) \quad \bar{x} = \text{aritmetisk gjennomsnitt}$$

$$\sigma = \text{standardavvik}$$

$$t = 4,303$$

7.14 Bruk av statistikk

Analysene av suspendert stoff og turbiditet har blitt utført ved henting av nytt vann fra renseanlegget. Gjennomsnittsverdiene for analysene ble ført inn i en tabell på Excel.

Vannprøvene knyttet til vedlegg D ble utført to til tre ganger, mens vannprøvene knyttet til vedlegg E og F bestandig ble utført tre ganger. For prøvene som ble utført to ganger ble gjennomsnittet ført inn i tabeller og figurer. Både gjennomsnitt og standardavvik ble beregnet for prøvene som ble utført tre ganger, hvor avviket også ble ført inn i tabeller og figurer. Gjennomsnitt og standardavvik ble deretter benyttet til å beregne konfidensintervallet for de forskjellige prøvene for å undersøke statistisk signifikans.

Statistisk beregning og presentasjon av resultater i tabeller/figurer ble utført ved bruk av dataverktøyet Excel.

8. Resultat

I dette kapitlet presenteres resultatene fra forsøk og analyser som utføres på laboratoriet og data tilknyttet karakterisering av avløpsvannet. Det presenteres også informasjon fra Groos renseanlegg (Grimstad kommune) og Eurofins.

8.1 Karakterisering av innløp og utløp ved Groos renseanlegg

8.1.1 Verdier fra Groos renseanlegg

I tabell 8.1 vises gjennomsnittsverdiene for Groos renseanlegg sine innløps- og utløpsverdier, analysert av Grimstad kommune, for mars 2022.

Tabell 8. 1: Gjennomsnittsverdier for Groos renseanlegg sitt innløp og utløp (Vedlegg C)

Parameter	Innløp	Utløp	% Rensegrad
SS, mg/l	406,7	27,7	93,0
KOF, mg/l	725,8	71,5	88,8
Tot-P, mg/l	11,1	0,7	93,8

8.1.2 UV-transmisjon

I tabell 8.2 vises verdier for UV-transmisjon og absorptans for vannprøvene som benyttes i forsøkene, analysert av Eurofins i Kristiansand.

Tabell 8. 2: UV-transmisjon og absorptans for utløp ved normal drift (UND) og utløp påvirket av slam fra biotrinnet (USB), før og etter filtrering (Vedlegg C)

Parameter	UND	USB (5% SFB, 95% UND)	USB, etter filtrering
UV-absorptans, cm^{-1}	0,37	0,50	0,40
UV-transmisjon %, cm^{-1}	42,6	31,5	39,5

Tallene fra Eurofins benyttes i formel 3.5 for å beregne følgende gjennomsnittlig UV-intensitet for de forskjellige vannprøvene:

- Utløp ved normal drift (UND): 0,042 mW/cm²
- Utløp påvirket av slam fra biotrinnet (USB): 0,039 mW/cm²
- Utløp påvirket av slam fra biotrinnet (USB), etter filtrering: 0,041 mW/cm²

For beregning av gjennomsnittlig UV-intensitet, se vedlegg D, E og F.

8.2 Effekten av fotoreaktivering på UV-inaktivering

I tabell 8.3 vises verdier for analyser av suspendert stoff og turbiditet for vannprøver av UND, som forfatterne utfører på laboratoriet ved Universitetet i Agder. Resultatene baseres på ett prøveuttak i perioden forsøkene for vedlegg D finner sted. For beregning av suspendert stoff, se vedlegg B.

Tabell 8. 3: Verdier for vannprøver av utløpet ved normal drift (UND) (Vedlegg D)

Parameter	Utløp ved normal drift (UND)
SS, mg/l	18
Turbiditet, FNU	8,7

I tabell 8.4 vises en oversikt over vannprøver av mørkinkubert UND, mens det i tabell 8.5 vises vannprøver for lysinkubert UND. I tabellene vises eksponeringstid og innhold av termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml (CFU/100 ml) for vannprøvene.

Tabell 8. 4: Vannprøver av mørkinkubert UND, og deres innhold termotolerante koliforme bakterier CFU/100 ml (Vedlegg D)

Eksponeringstid [s]	Intensitet [mW/cm ²]	UV-dose [mWs/cm ²]	Antall kolonier (CFU/100 ml)			Gjennomsnitt	Standardavvik	% inaktivering
			Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3			
0	0,042	0	476000	570000	394000	480000	88068,16	0
40	0,042	1,68	13500	15300	11300	13366,7	2003,3	97,22
80	0,042	3,36	2100	1600	2400	2033,3	404,15	99,58
160	0,042	6,72	880	570	440	630	226,05	99,87
320	0,042	13,44	180	140	170	163,3	20,82	99,97

Tabell 8. 5: Vannprøver av lysinkubert UND, og deres innhold termotolerante koliforme bakterier CFU/100 ml (Vedlegg D)

Eksponeringstid [s]	Intensitet [mW/cm ²]	UV-dose [mWs/cm ²]	Antall kolonier (CFU/100 ml)			Gjennomsnitt	Standardavvik	% inaktivering
			Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3			
0	0,042	0	476000	454000	549000	493000	49729,27	0
40	0,042	1,68	17400	17900	17200	17500	360,56	96,45
80	0,042	3,36	2200	2900	2500	2533,3	351,19	99,49
160	0,042	6,72	790	820	680	763,3	73,71	99,85
320	0,042	13,44	340	210	190	246,7	81,45	99,95

I tabell 8.6 vises resultater av mørkinkubert UND i log-verdier, mens det i tabell 8.7 vises resultater av lysinkubert UND i log-verdier. I tabellene vises en oversikt over registrert UV-intensitet med fem variasjoner av eksponeringstid og resulterende UV-dose, gjennomsnitt, standardavvik og inaktiveringsgrad av bakteriene.

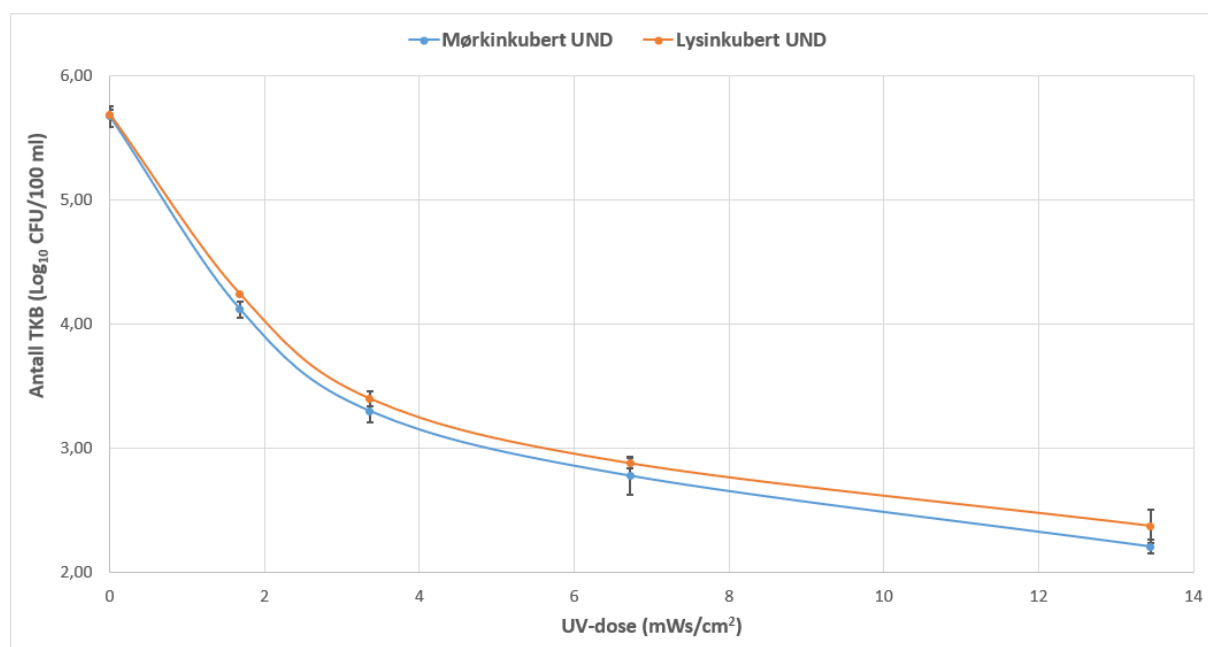
Tabell 8. 6: Log-verdier for vannprøver av mørkinkubert UND, CFU/100 ml (Vedlegg D)

Eksponeringstid [s]	Intensitet [mW/cm ²]	UV-dose [mWs/cm ²]	Antall kolonier (Log ₁₀ CFU/100 ml)			Gjennomsnitt (Log ₁₀)	Standardavvik (Log ₁₀)	% inaktivering
			Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3			
0	0,042	0	5,68	5,76	5,60	5,68	0,08	0
40	0,042	1,68	4,13	4,18	4,05	4,12	0,07	97,22
80	0,042	3,36	3,32	3,20	3,38	3,30	0,09	99,58
160	0,042	6,72	2,94	2,76	2,64	2,78	0,15	99,87
320	0,042	13,44	2,26	2,15	2,23	2,21	0,06	99,97

Tabell 8. 7: Log-verdier for vannprøver av lysinkubert UND, CFU/100 ml (Vedlegg D)

Eksponeringstid [s]	Intensitet [mW/cm ²]	UV-dose [mWs/cm ²]	Antall kolonier (Log ₁₀ CFU/100 ml)			Gjennomsnitt (Log ₁₀)	Standardavvik (Log ₁₀)	% inaktivering
			Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3			
0	0,042	0	5,68	5,66	5,74	5,69	0,04	0
40	0,042	1,68	4,24	4,25	4,24	4,24	0,01	96,45
80	0,042	3,36	3,34	3,46	3,40	3,40	0,06	99,49
160	0,042	6,72	2,90	2,91	2,83	2,88	0,04	99,85
320	0,042	13,44	2,53	2,32	2,28	2,38	0,14	99,95

I figur 8.1 vises en grafisk illustrasjon. I denne grafen sammenlignes resultatene for inaktivering av mørk- og lysinkubert UND.



Figur 8. 1: Grafisk illustrasjon, hvor inaktiveringsgraden for mørk- og lysinkubert UND sammenlignes for å undersøke effekten av fotoreaktivering (Vedlegg D)

Grafen sin Y-akse viser total mengde termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml med vann (CFU/100 ml), mens X-aksen viser UV-dosene (mWs/cm^2) som benyttes under UV-desinfeksjonen. Kurvepunktene representerer tre parallelle prøveuttak for prøver av mørk- og lysinkubert UND. Hvert kurvepunkt bestemmes ved beregning av gjennomsnitt. Standardavviket er inkludert for hvert punkt.

I tabell 8.8 vises 95% konfidensintervall for mørk- og lysinkubert UND fra resultatene til forsøkene i vedlegg D.

Tabell 8. 8: Gjennomsnittlig TKB-konsentrasjon for mørk- og lysinkubert UND med 95% konfidensintervall (Vedlegg G)

UV-dose	Prøve	Gjennomsnitt (CFU/100 ml)	95% Konfidensintervall
0	Mørkinkubert UND	480000	(261209, 698791)
1,68	Mørkinkubert UND	13366,7	(8390, 18344)
3,36	Mørkinkubert UND	2033,3	(1029, 3037)
6,72	Mørkinkubert UND	630	(68, 1192)
13,44	Mørkinkubert UND	163,3	(112, 215)
0	Lysinkubert UND	493000	(369456, 616544)
1,68	Lysinkubert UND	17500	(16604, 18396)
3,36	Lysinkubert UND	2533,3	(1661, 3406)
6,72	Lysinkubert UND	763,3	(580, 946)
13,44	Lysinkubert UND	246,7	(44, 449)

8.3 Effekten av partikkelinnhold på UV-inaktivering

I tabell 8.9 vises gjennomsnittlige verdier for analyser av suspendert stoff og turbiditet for vannprøver av UND og USB, som forfatterne utfører på laboratoriet ved Universitetet i Agder. Resultatene baseres på 3 prøveuttak i perioden forsøkene for vedlegg E finner sted. For beregning av suspendert stoff, se vedlegg B.

Tabell 8. 9: Gjennomsnittsverdier for vannprøver av utløpet ved normal drift (UND) og et utløp påvirket av slam fra biotrinnet (USB) (Vedlegg E)

Parameter	Slam fra biotrinnet (SFB)	Utløp ved normal drift (UND)	USB (5% SFB/95% UND)
SS, mg/l	8216,7	19,8	434,3
Turbiditet, FNU	-	10,7	340,7

I tabell 8.10 vises en oversikt over vannprøver av lysinkubert UND, mens det i tabell 8.11 vises vannprøver for lysinkubert USB. I både tabell 8.10 og tabell 8.11 vises eksponeringstid og innhold av termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml (CFU/100 ml) for vannprøvene.

Tabell 8. 10: Vannprøver av lysinkubert UND, og deres innhold termotolerante koliforme bakterier CFU/100 ml (Vedlegg E)

Eksponeringstid [s]	Intensitet [mW/cm ²]	UV-dose [mWs/cm ²]	Antall kolonier (CFU/100 ml)			Gjennomsnitt	Standardavvik	% inaktivering
			Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3			
0	0,042	0	202000	125000	-	163500	0	0
40	0,042	1,68	7200	10300	13400	10300	3100	93,70
80	0,042	3,36	2300	3300	2740	2780	501,2	98,30
160	0,042	6,72	660	1030	1000	896,7	205,5	99,45

Tabell 8. 11: Vannprøver av lysinkubert USB, og deres innhold termotolerante koliforme bakterier CFU/100 ml (Vedlegg E)

Eksponeringstid [s]	Intensitet [mW/cm ²]	UV-dose [mWs/cm ²]	Antall kolonier (CFU/100 ml)			Gjennomsnitt	Standardavvik	% inaktivering
			Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3			
0	0,039	0	496000	449000	-	472500	0	0
40	0,039	1,56	122400	299000	607000	342800	245251,14	27,45
80	0,039	3,12	91800	162000	235000	162933,3	71604,56	65,52
160	0,039	6,24	35280	105200	47300	62593,3	37384,70	86,75

I tabell 8.12 vises resultater av lysinkubert UND i log-verdier, mens det i tabell 8.13 vises resultater av lysinkubert USB i log-verdier. Felles for begge tabellene er en oversikt over registrert UV-intensitet, fire variasjoner av eksponeringstid og resulterende UV-doser. I tabellene vises også gjennomsnitt, standardavvik og inaktiveringsgrad av bakteriene.

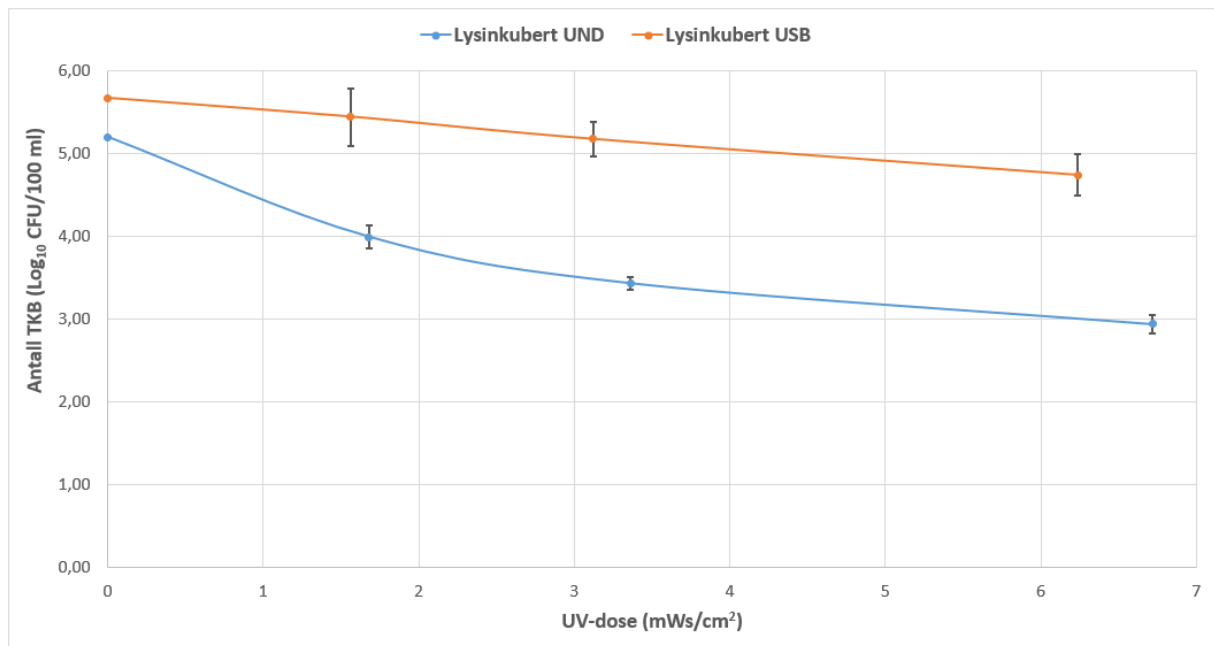
Tabell 8. 12: Log-verdier for prøver av lysinkubert UND, CFU/100 ml (Vedlegg E)

Eksponeringstid [s]	Intensitet [mW/cm ²]	UV-dose [mWs/cm ²]	Antall kolonier (Log ₁₀ CFU/100 ml)			Gjennomsnitt (Log ₁₀)	Standardavvik (Log ₁₀)	% inaktivering
			Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3			
0	0,042	0	5,31	5,10	-	5,20	0	0
40	0,042	1,68	3,86	4,01	4,13	4,00	0,14	93,70
80	0,042	3,36	3,36	3,52	3,44	3,44	0,08	98,30
160	0,042	6,72	2,82	3,01	3,00	2,94	0,11	99,45

Tabell 8. 13: Log-verdier for prøver av lysinkubert USB, CFU/100 ml (Vedlegg E)

Eksponeringstid [s]	Intensitet [mW/cm ²]	UV-dose [mWs/cm ²]	Antall kolonier (Log ₁₀ CFU/100 ml)			Gjennomsnitt (Log ₁₀)	Standardavvik (Log ₁₀)	% inaktivering
			Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3			
0	0,039	0	5,70	5,65	-	5,67	0	0
40	0,039	1,56	5,09	5,48	5,78	5,45	0,35	27,45
80	0,039	3,12	4,96	5,21	5,37	5,18	0,21	65,52
160	0,039	6,24	4,55	5,02	4,67	4,75	0,25	86,75

I figur 8.2 vises en grafisk illustrasjon der resultatene for inaktivering av termotolerante koliforme bakterier for vannprøver av lysinkubert UND og USB sammenlignes.



Figur 8. 2: Grafisk illustrasjon, hvor inaktiveringsgraden for lysinkubert UND og USB sammenlignes for å undersøke effekten av partikkelinnhold (Vedlegg E)

Grafen bygges opp på tilsvarende vis som grafen i figur 8.1. Kurvepunktene representerer to til tre parallelle prøveuttak for prøver av lysinkubert UND og USB, hvor standardavviket er tatt med for resultatene som benytter tre parallelle prøver.

I tabell 8.14 vises 95% konfidensintervall for lysinkubert UND og USB fra resultatene til forsøkene i vedlegg E.

Tabell 8. 14: Gjennomsnittlig TKB-konsentrasjon for lysinkubert UND og USB med 95% konfidensintervall (Vedlegg G)

UV-dose	Prøve	Gjennomsnitt (CFU/100 ml)	95% Konfidensintervall
1,68	Lysinkubert UND	10300	(2599, 18001)
3,36	Lysinkubert UND	2780	(1535, 4025)
6,72	Lysinkubert UND	896,7	(386, 1407)
1,56	Lysinkubert USB	342800	(0, 952087)
3,12	Lysinkubert USB	162933,3	(0, 340823)
6,24	Lysinkubert USB	62593,3	(0, 155470)

8.4 Effekten av filtrering på UV-inaktivering

I tabell 8.15 vises en oversikt over verdier for analyser av suspendert stoff, turbiditet og fargetall for vannprøver av ufiltrert og filtrert USB, som forfatterne utfører på laboratoriet ved Universitetet i Agder. Resultatene baseres på ett prøveuttak i perioden forsøkene for vedlegg F finner sted. For beregning av suspendert stoff, se vedlegg B.

Tabell 8. 15: Verdier for vannprøver av et utløp påvirket av slam fra biotrinnet (USB), ufiltrert og filtrert (Vedlegg F)

Parameter	Utløp ved normal drift (UND)	USB (5% SFB/95% UND), før filtrering	USB (5% SFB/95% UND), etter filtrering
SS, mg/l	17	349	12
Turbiditet, FNU	8,7	316	3,03
Fargetall, mg Pt/l	141	771	93

I tabell 8.16 vises en oversikt over vannprøver av ufiltrert USB, mens det i tabell 8.17 vises en oversikt over vannprøver av filtrert USB. På samme vis som tidligere delkapitler, vises det i disse tabellene en oversikt over eksponeringstid og innhold av termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml (CFU/100 ml) for vannprøvene.

Tabell 8. 16: Vannprøver av ufiltrert USB, og deres innhold termotolerante koliforme bakterier CFU/100 ml (Vedlegg F)

Eksponeringstid [s]	Intensitet [mW/cm ²]	UV-dose [mWs/cm ²]	Antall kolonier (CFU/100 ml)			Gjennomsnitt	Standardavvik	% inaktivering
			Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3			
0	0,039	0	535000	610000	571000	572000	37510	0
40	0,039	1,56	269000	244000	243000	252000	14730,92	55,94
80	0,039	3,12	147000	130000	142000	139666,7	8736,89	75,58
160	0,039	6,24	44000	41000	50000	45000	4582,58	92,13
320	0,039	12,48	7000	11000	19000	12333,3	6110,10	97,84

Tabell 8. 17: Vannprøver av filtrert USB, og deres innhold termotolerante koliforme bakterier CFU/100 ml (Vedlegg F)

Eksponeringstid [s]	Intensitet [mW/cm ²]	UV-dose [mWs/cm ²]	Antall kolonier (CFU/100 ml)			Gjennomsnitt	Standardavvik	% inaktivering
			Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3			
0	0,041	0	44000	43000	55000	47333,3	6658,3	0
40	0,041	1,64	700	1100	1700	1166,7	503,32	97,54
80	0,041	3,28	80	90	80	83,3	5,77	99,82
160	0,041	6,56	80	50	40	56,7	20,82	99,88
320	0,041	13,12	10	10	30	16,7	11,55	99,96

I tabell 8.18 vises resultater for ufiltrert USB i log-verdier, mens det i tabell 8.19 vises resultater av filtrert USB. På samme vis som tidligere delkapitler, vises det i disse tabellene en oversikt over registrert UV-intensitet, nå med fem variasjoner av eksponeringstid og resulterende UV-doser. Gjennomsnitt, standardavvik og inaktiveringsgrad av bakteriene inkluderes også i disse tabellene.

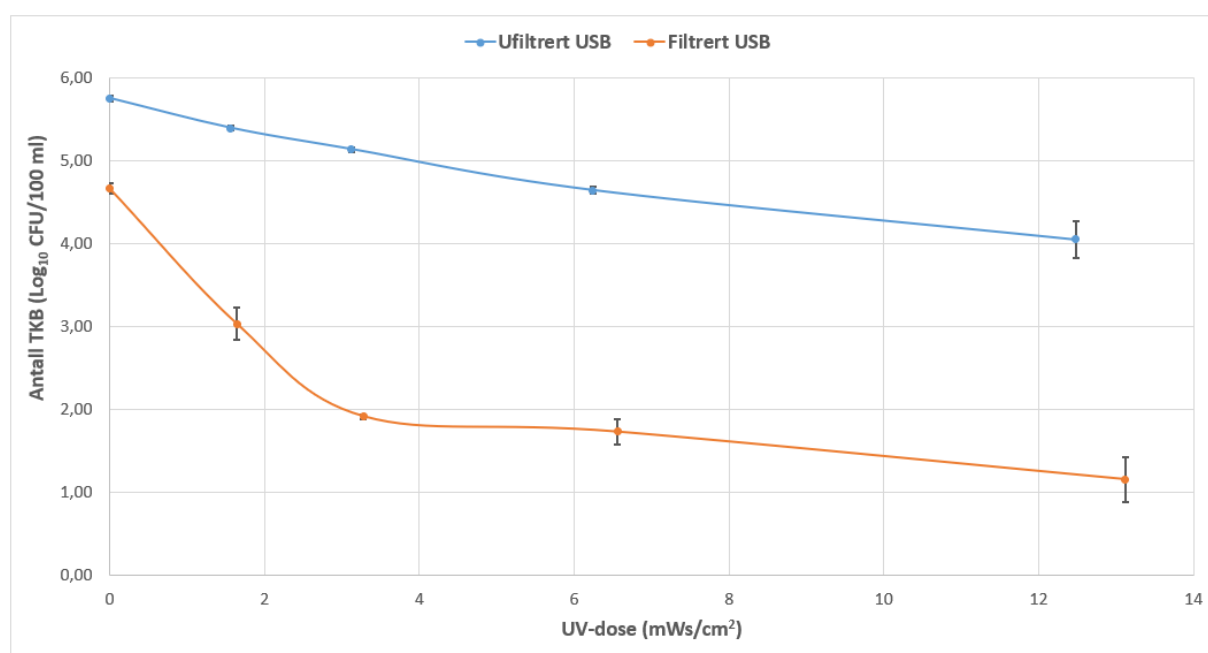
Tabell 8. 18: Log-verdier for prøver av ufiltrert USB, CFU/100 ml (Vedlegg F)

Eksponeringstid [s]	Intensitet [mW/cm ²]	UV-dose [mWs/cm ²]	Antall kolonier (Log ₁₀ CFU/100 ml)			Gjennomsnitt (Log ₁₀)	Standardavvik (Log ₁₀)	% inaktivering
			Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3			
0	0,039	0	5,73	5,79	5,76	5,76	0,03	0
40	0,039	1,56	5,43	5,39	5,39	5,40	0,02	55,94
80	0,039	3,12	5,17	5,11	5,15	5,14	0,03	75,58
160	0,039	6,24	4,64	4,61	4,70	4,65	0,04	92,13
320	0,039	12,48	3,85	4,04	4,28	4,06	0,22	97,84

Tabell 8. 19: Log-verdier for prøver av filtrert USB, CFU/100 ml (Vedlegg F)

Eksponeringstid [s]	Intensitet [mW/cm ²]	UV-dose [mWs/cm ²]	Antall kolonier (Log ₁₀ CFU/100 ml)			Gjennomsnitt (Log ₁₀)	Standardavvik (Log ₁₀)	% inaktivering
			Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3			
0	0,041	0	4,64	4,63	4,74	4,67	0,06	0
40	0,041	1,64	2,85	3,04	3,23	3,04	0,19	97,54
80	0,041	3,28	1,90	1,95	1,90	1,92	0,03	99,82
160	0,041	6,56	1,90	1,70	1,60	1,73	0,15	99,88
320	0,041	13,12	1,00	1,00	1,48	1,16	0,28	99,96

I figur 8.3 vises en grafisk illustrasjon der resultatene for inaktivering av termotolerante bakterier for vannprøver av ufiltrert og filtrert USB sammenlignes.



Figur 8. 3: Grafisk illustrasjon, hvor inaktiveringsgraden for ufiltrert og filtrert USB sammenlignes for å undersøke effekten av filtrering (Vedlegg F)

Grafen bygges opp på tilsvarende vis som grafene i figur 8.1 og 8.2. Kurvepunktene representerer tre parallelle prøveuttak for prøver av ufiltrert og filtrert USB. Hvert kurvepunkt er bestemt ved beregning av gjennomsnitt, og standardavvik er også inkludert for hvert punkt.

I tabell 8.20 vises 95% konfidensintervall for ufiltrert og filtrert USB fra resultatene til forsøkene i vedlegg F.

Tabell 8. 20: Gjennomsnittlig TKB-konsentrasjon for ufiltrert og filtrert USB med 95% konfidensintervall (Vedlegg G)

UV-dose	Prøve	Gjennomsnitt (CFU/100 ml)	95% Konfidensintervall
0	Ufiltrert USB	572000	(478812, 665188)
1,56	Ufiltrert USB	252000	(215403, 288597)
3,12	Ufiltrert USB	139666,7	(117961, 161372)
6,24	Ufiltrert USB	45000	(33615, 56385)
12,48	Ufiltrert USB	12333,3	(0, 27513)
0	Filtrert USB	47333,3	(30792, 63875)
1,64	Filtrert USB	1166,7	(0, 8868)
3,28	Filtrert USB	83,3	(69, 98)
6,56	Filtrert USB	56,7	(5, 108)
13,12	Filtrert USB	16,7	(0, 45)

9. Diskusjon

9.1 Karakterisering av innløp og utløp ved Groos renseanlegg

Her diskuteres data fra Groos renseanlegg, data fra Eurofins og forfatterne sine analyser av avløpsvannet fra renseanlegget.

9.1.1 Data fra Groos renseanlegg (Grimstad kommune)

Månedrapporten for Groos renseanlegg inneholder vannparameterne suspendert stoff (SS), kjemisk oksygenforbruk (KOF) og fosfor (Tot-P). Disse parameterne, som omtales i kapittel 3.2, forteller oss noe om vannkvaliteten til vannet som strømmer gjennom renseanlegget. Ved Groos renseanlegg måles organisk stoff ved hjelp av KOF, men det kan også måles ved hjelp av BOF.

I tabell 8.1, som viser innløps- og utløpsverdiene til renseanlegget basert på gjennomsnittsverdier for mars 2022, kan det observeres at rensegraden til Groos renseanlegg er som følger:

- Suspendert stoff (SS): 93%
- Kjemisk oksygenforbruk (KOF): 88,8%
- Fosfor (Tot-P): 93,8%

I kapittel 3.1.1, som omhandler rensekraav fra del 4 av forurensningsforskriften, stilles det krav til primærrensing, sekundærrensing og tertiærrensing av kommunalt avløpsvann dersom utslipp fra renseanlegget overstiger 10.000 personekvivalenter til sjø. Groos renseanlegg er dimensjonert for 16.000 personekvivalenter, og har deriblant følgende krav til rensing:

- Primærrensing: 50% reduksjon av suspendert stoff (SS)
- Sekundærrensing: 70% reduksjon av KOF
- Tertiærrensing: 90% reduksjon av fosfor

Fra tabell 8.1 kan det observeres at Groos renseanlegg oppnår disse kravene, og kan derfor anses som et velfungerende renseanlegg under normal drift. Av den grunn, mener forfatterne at deres forsøksresultater er overførbare til andre renseanlegg med tilsvarende rensegrad.

9.1.2 Data fra Eurofins

Ved å sende inn vannprøver av vannet som benyttes i forsøkene til Eurofins, fikk forfatterne tilsendt en analyserapport for vannet sin UV-transmisjon og absorban. Analyseresultatene presenteres i tabell 8.2, og er inkludert i resultatdelen for å påpeke graden av transmisjon og absorban i vannprøvene.

I kapittel 7.8 detaljerer forfatterne hvordan UV-lampen sin lysintensitet måles ved vannoverflaten. Fra kapittel 3.6.1 og 3.6.2, vet forfatterne at partikler i vannet kan medføre en redusert UV-intensitet. Det er derfor viktig å måle gjennomsnittlig UV-intensitet i selve vannprøven for å beregne den faktiske UV-dosen som mikroorganismene eksponeres for. Ved å bruke tallene fra Eurofins i formel 3.5, en formel for beregning av gjennomsnittlig UV-intensitet, finner forfatterne den gjennomsnittlige intensiteten, som presenteres i kapittel 8.1.2. De gjennomsnittlige verdiene for UV-

intensitet brukes deretter i formel 3.3 til å beregne den faktiske UV-dosen. De ulike vannprøvene ender opp med forskjellig UV-dose ved samme eksponeringstid på grunn av en variasjon i intensitet.

9.1.3 Våre analyser av avløpsvannet

For å sikre at resultater fra vannprøver utført i denne rapporten er representative for Groos renseanlegg sine utløpsverdier, gjennomføres det analyser av suspendert stoff og turbiditet for de forskjellige forsøkene.

I tabell 8.3, fra forsøkene som omhandler fotoreaktivering, presenteres det verdier for suspendert stoff (SS) og turbiditet for vannprøven UND (utløp ved normal drift). Her kan det observeres at innholdet av SS, som måles til å være 18 mg/l, er noe lavere enn gjennomsnittlig mengde SS fra månedsrapporten for Groos renseanlegg. Turbiditeten for vannprøven av UND måles til å være 8,7 FNU.

Fra forsøkene som omhandler partikkelinnhold, presenteres det i tabell 8.9 verdier for SS og turbiditet for vannprøvene av SFB (slam fra biotrinnet), UND og USB (utløp påvirket av slam fra biotrinnet), som er en blanding bestående av 5% SFB og 95% UND. I denne tabellen kan den vesentlige forskjellen av mengden SS og turbiditet mellom vannprøvene observeres. For vannprøven UND måles innholdet av SS til å være 19,8 mg/l. Vannprøven av SFB har derimot et innhold på 8216,7 mg SS/l, som er en vesentlig større mengde suspendert stoff. Innholdet SS i SFB ble inkludert i resultatene for å vise hvor høyt partikkelinnholdet er i det biologiske rensetrinnet. Ved å sammenligne UND sitt innhold av suspendert stoff med mengden i USB, som inneholder 434,4 mg SS/l, kan det observeres en betydelig økning av suspendert stoff. Disse tallene tyder på at USB oppnår forfatterens hensikt om å simulere en slamflukt, noe som bekreftes videre av turbiditetsnivået til USB som også er betydelig høyere enn UND sitt turbiditetsnivå. I motsetning til UND og USB, er turbiditetsnivået for SFB ikke målbart på grunn av for høyt partikkelinnhold.

I tabell 8.15, fra forsøkene som omhandler filtrering, presenteres det verdier for SS, turbiditet og fargetall. Fra tabellen kan det observeres at mengden SS i vannprøver av UND er målt til 17 mg/l, mens ufiltrert USB inneholder 349 mg SS/l. Her kan det også observeres at filtrert USB sitt innhold av SS er redusert til 12 mg/l, som er noe lavere enn mengden i UND. Dette tyder på at filtrering har en god effekt for reduksjon av partikkelinnhold. Ettersom turbiditet og fargetall også påvirkes av partikkelinnhold kan lignende reduksjoner observeres for disse vannparameterne etter filtrering.

Felles for forfatterens analyser av avløpsvannet er at mengden suspendert stoff i vannprøver av UND er noe lavere enn verdiene for Groos renseanlegg. Forskjellen er forståelig ettersom tabell 8.1 baseres på gjennomsnittsverdier fra en månedsrapport. Det er derfor naturlig med noe variasjon i mengden suspendert stoff i vannet. Denne variasjonen anses av forfatterne til å ikke utgjøre en betydelig forskjell på resultatene, selv om det medfører en litt bedre effekt ved UV-bestråling på laboratoriet. Derimot er det tydelig at USB, som representerer en slamflukt, allerede ved 5% innhold av SFB utgjør en vesentlig forskjell på mengden partikler i vannet sammenlignet med UND. Dette resultatet tilsier at selv en liten slamflukt forårsaker en betydelig endring av vannkvalitet i utløpet til renseanlegget.

9.2 Effekten av fotoreaktivering på UV-inaktivering

Ettersom forfatterne sitt forskerspørsmål inkluderer fotoreaktivering som en faktor på UV-inaktivering, sammenlignes resultatene for mørk- og lysinkubert UND.

I tabell 8.4, hvor resultater for mørkinkubert UND presenteres, kan det blant annet observeres at mengden termotolerante koliforme bakterier i gjennomsnitt reduseres fra 480000 til omtrent 163 CFU/100 ml, noe som tilsvarer en 99,97% inaktivering av bakteriene ved en 13,44 mWs/cm² UV-dose. I tabell 8.5, hvor resultater for lysinkubert UND presenteres, har vannprøvene et gjennomsnitt på 493000 bakterier som reduseres til omtrent 247 CFU/100 ml. Dette tilsvarer en 99,95% grad av inaktivering ved en 13,44 mWs/cm² UV-dose. Her kan det ved en UV-dose på 0 observeres at bakteriemengden i lysinkubert UND er noe større enn mørkinkubert UND. Fra kapittel 3.6.3 vet forfatterne at fotoreaktivering reparerer DNA-skader forårsaket av UV-stråling. Ettersom disse vannprøvene ikke ble eksponert for UV-stråling, er det heller ikke noen inaktiverede bakterier. Dette tilsier at forskjellen i bakteriemengde ved UV-dose 0, fra mørkinkubert UND til lysinkubert UND, skyldes tilfeldige variasjoner av bakterieinnhold i prøvene.

Log-verdiene for tabell 8.4 og tabell 8.5 presenteres i tabell 8.6 og 8.7. Log-verdiene benyttes ved grafisk fremstilling av resultatene, som vises i figur 8.1 for å undersøke effekten av fotoreaktivering nærmere. Grafen bruker log-verdier for å sikre en god fremstilling av de store numeriske variasjonene i resultatene. I grafen kan det observeres en tydelig trend, hvor lysinkubert UND sitt innhold av termotolerante koliforme bakterier er noe høyere enn mørkinkubert UND ved alle tilsvarende UV-doser. Denne trenden tyder på at overlevelsen til bakteriene ved fotoreaktivering er noe høyere, men at det ikke utgjør en vesentlig forskjell på mengden bakterier. Dette kan tyde på at fotoreaktivering påvirker UV-inaktivering i liten grad i disse resultatene.

For å undersøke om resultatene fra forsøkene med fotoreaktivering er statistisk signifikante, beregnes det 95% konfidensintervall for alle resultatene, som presenteres i tabell 8.8. Ved undersøkelse av statistisk signifikans blir prøvene for mørkinkubert UND sammenlignet med lysinkubert UND ved den nærmeste UV-dosen som tilsvarer samme eksponeringstid. I tabellen kan det da observeres at det eneste resultatet som kan anses som statistisk signifikant er ved UV-dose 13,44. Dette betyr at det er en lav sannsynlighet for at dette resultatet er tilfeldig. Ettersom det kun benyttes tre parallelle vannprøver i forsøkene, er det forståelig at konfidensintervallet har et vidt spenn, noe som betyr at det kreves en vesentlig forskjell i resultatene for at det skal være av statistisk signifikans.

Selv om effekten av fotoreaktivering kan se ut til å ha en lav påvirkning på UV-inaktiveringen i forfatternes forsøk, kan det likevel være lurt å tilrettelegge tiltak for å dempe effekten av repareringsmekanismen. Fra kapittel 3.7.1, hvor Hallmich og Gehr sine undersøkelser av fotoreaktivering omtales, er det kjent at effekten av fotoreaktivering sterkt reduseres ved å skjerme bakteriene for synlig lys. Dette er forståelig, da det i kapittel 3.6.3 nevnes at DNA-skader kan reverseres ved tilførsel av synlig lys. Synlig lys er altså en viktig faktor for dette, noe som stemmer godt med Hallmich og Gehr sine observasjoner. De konkluderer i deres artikkel at reduksjon av fotoreaktiveringseffekten oppnås ved å utforme renseanlegget slik at utløpsvannet skjermes for synlig lys. Ved å skjerme bakteriene for synlig lys, vil fotoreaktivering ikke være mulig. Dette kan for eksempel gjøres ved å føre utløpsvannet frem til utslippspunktet i rør. Utslippet bør skje på dypt

vann slik at synlig lys ikke når ned til de inaktiverte bakteriene. Fra kapittel 3.7.3, som omtaler Shafaei et al. sin studie, vet forfatterne også at større UV-doser kan bidra til å redusere effekten av fotoreaktivering. Deres resultater viste at fotoreaktiveringen av koliforme bakterier ved UV-doser på 25 mWs/cm² var lavere enn 5%. Dette er en lavere grad av fotoreaktivering enn det som kommer frem i tabell 8.4 og tabell 8.5. Her varierer fotoreaktiveringseffekten fra 20-50% ved forskjellige UV-doser. Det bør påpekes at det i resultatene fra kapittel 8.2 vises en klar sammenheng mellom effekten av fotoreaktivering og økt UV-dose fra UV-doser på 1,68, 3,36 og 6,72 mWs/cm², hvor effekten av fotoreaktivering henholdsvis er på 30,9%, 24,6% og 21,1%. Dette tyder på en kontinuerlig nedgang i effekt etter hvert som UV-dosen økes. Ved UV-dose 13,44 er det derimot en 51,5% reaktivering av bakteriene. Dette skyldes trolig et relativt stort standardavvik på 81 bakterier ved gjennomsnittlig CFU/100 ml på 246. Med dette i betraktning, kan det være lurt å foreta flere vannprøver for å få et sikrere resultat slik at reduksjonen av fotoreaktivering ved større UV-doser kan avklares. Ved å sammenligne tabell 8.4 og tabell 8.5 kan en likevel observere at effekten av fotoreaktivering på den totale inaktiveringsgraden er liten. Med disse tallene i betraktning, anser forfatterne at fotoreaktivering påvirker UV-inaktivering i liten grad i deres forsøk med mørk- og lysinkubert UND.

9.3 Effekten av partikkelinnhold på UV-inaktivering

Ettersom forfatterne sitt forskerspørsmål inkluderer partikkelinnhold som en faktor på UV-inaktivering, sammenlignes resultatene for lysinkubert UND og USB.

I tabell 8.10 presenteres resultatene for lysinkubert UND. Her kan det observeres en gjennomsnittlig reduksjon i mengden termotolerante koliforme bakterier fra et gjennomsnitt på 163500 til omtrent 897 CFU/100 ml, noe som tilsvarer en 99,45% grad av inaktivering ved en 6.72 mWs/cm² UV-dose. I tabell 8.11, hvor resultatene for vannprøver av lysinkubert USB presenteres, har nullprøvene en gjennomsnittlig verdi på 472500 bakterier som reduseres til omtrent 62593 CFU/100 ml. Dette tilsvarer en inaktiveringsgrad på 86,75% ved en UV-dose på 6.24. Fotoreaktivering er til stede i disse resultatene, noe som medfører en litt lavere inaktiveringsgrad.

Log-verdiene for tabell 8.10 og tabell 8.11 presenteres i tabell 8.12 og tabell 8.13. Disse verdiene benyttes til å fremstille en ny graf i figur 8.2 for å undersøke effekten av partikkelinnhold på UV-inaktivering. I grafen kan det observeres at USB har en vesentlig større mengde termotolerante koliforme bakterier enn UND ved en UV-dose på 0. Dette er forståelig da USB simulerer en slamflukt hvor UND påvirkes av slam fra biotrinnet. Fra denne UV-dosen, frem til en UV-dose på omkring 1,6, kan det observeres en stor økning i inaktiveringsgrad for UND-kurven. USB-kurven øker derimot relativt lite i inaktivering. Ved videre sammenligning av kurvene, observeres et økende stigningstall for UND-kurven frem til UV-dose 3,36. Fra dette punktet, frem til UV-dose 6,72, flater UND-kurven ut med et rimelig likt stigningstall som USB-kurven. Fra tabell 8.10 og 8.11 kan det observeres at UV-dosene varierer uten at eksponeringstiden endres. Som det nevnes i kapittel 3.6.1, skyldes dette partikkelens sin egenskap til å absorbere og/eller spre UV-lys slik at UV-strålingen ikke oppnår full effekt. Dette bekreftes av data fra Eurofins i tabell 8.2, hvor det partikkelrike vannet (USB) helt klart har økt UV-absorbans og redusert UV-transmisjon, noe som illustreres godt i figur 8.2. Dette tilsier at partikkelinnhold påvirker UV-inaktivering i stor grad.

For å undersøke om resultatene fra forsøkene med en simulert slamflukt (USB) er statistisk signifikante, beregnes det også her 95% konfidensintervall for resultatene som presenteres i tabell 8.14. I tabellen kan det observeres at alle resultatene av UND-prøvene anses som statistisk signifikante, noe som tilsier at det er lav sannsynlighet for at resultatene er tilfeldige. Konfidensintervall for UV-dose 0 ble ikke beregnet fordi det kun er to parallelle prøver uten eksponering, og det er derfor ikke beregnet et standardavvik.

I kapittel 3.7.2, hvor en rapport fra sivilingeniørene Rawcliffe og Paulsrud omtales, konkluderer sivilingeniørene med at det er en tydelig korrelasjon mellom mengden suspendert stoff og effekten av UV-inaktivering. Dette samsvarer med resultatene for UV-inaktivering av UND, som ifølge resultatene i tabell 8.9 har et lavere innhold suspendert stoff enn USB. For å redusere effekten av partikler på UV-inaktivering, er det nødvendig å redusere partikkelinnholdet i vannet. Fra kapittel 3.2.1 er det kjent at slamflukt, som øker partikkelinnholdet i utløpet, kan oppstå ved hydraulisk overbelastning. Dette betyr at et viktig forebyggende tiltak er å dimensjonere avløpsrensaneanlegg slik at anlegget ikke overbelastes. Det bør i tillegg iverksettes ekstra tiltak for å sikre UV-inaktiveringen dersom det forekommer slamflukt. Et eksempel på et slikt tiltak er filtrering, som omtales nærmere i kapittel 9.4.

9.4 Effekten av filtrering på UV-inaktivering

Ettersom forfatterne sitt forskerspørsmål inkluderer tiltak som kan benyttes for å redusere effekten av partikkelinnhold, sammenlignes resultatene for ufiltrert og filtrert USB.

I tabell 8.16 presenteres resultatene for ufiltrert USB. Her kan det observeres at mengden termotolerante koliforme bakterier reduseres fra et gjennomsnitt på 572000 til omtrent 12333 CFU/100 ml, noe som tilsvarer en inaktiveringsgrad på 97,84% ved en 12,48 mWs/cm² UV-dose. I tabell 8.17, hvor resultatene for filtrert USB presenteres, kan det derimot observeres at mengden bakterier reduseres fra omtrent 47333 til omtrent 17 CFU/100 ml. Dette tilsvarer en inaktiveringsgrad på 99,96% ved en UV-dose på 13,12.

Log-verdiene for tabell 8.16 og tabell 8.17 presenteres i tabell 8.18 og 8.19. Disse log-verdiene benyttes til å fremstille grafen i figur 8.3 for å undersøke effekten av filtrering på UV-inaktivering. I grafen kan det observeres at kurven for ufiltrert USB starter med omtrent 1 log høyere bakterieinnhold enn kurven for filtrert USB ved UV-dose 0. Dette tyder på at filtrering i seg selv fjerner en betydelig mengde bakterier forbundet til partiklene. Log-differansen mellom kurvene øker vesentlig frem til en UV-dose på rundt 3,2, hvor det er en differanse på omtrent 3,2 log. Inaktiveringskurven til filtrert USB øker ikke betraktelig mellom UV-dose 3,2 og 6,2, før den igjen øker rundt UV-dose 6,2. Fra denne dosen og videre frem til UV-dose 13,1, får kurvene en temmelig lik form hvor de flater ut. Dette tyder på at inaktiveringsgraden når et punkt hvor en høyere UV-dose ikke fører til en vesentlig endring i inaktivering. Fra grafen er det tydelig at filtrering forbedrer effekten av UV-inaktivering betraktelig ved at det filtrerte vannet oppnår en høyere UV-dose. Dette samsvarer med figur 3.6 i kapittel 3.6.1, som illustrerer sammenhengen mellom filtrering og UV-inaktivering. Fra kapittel 3.6.1, vet forfatterne at partiklene også kan beskytte bakteriene fra UV-lys

ved at de innkapsles i partiklene. Qualls et al. observerte i sin studie at filtrering fjerner partikler som kan skjerme bakteriene, og forbedrer dermed effekten av UV-inaktivering. Denne observasjonen stemmer godt overens med resultatene i figur 8.3. Ettersom dette er tilfellet, kan det benyttes filtrering for å redusere partikkelinnholdet i vannet før UV-bestråling. Hensikten med dette er å øke UV-transmisjonen og dermed sikre en god UV-inaktivering.

Effekten av filtrering kan observeres i tabell 8.15, hvor innholdet av suspendert stoff i filtrert USB er noe lavere enn innholdet til UND, og er betraktelig lavere enn innholdet suspendert stoff i ufiltrert USB. I kapittel 3.6.2 nevnes dessuten fargetall som en faktor for UV-transmisjonen i vannet. I tabell 8.15 kan det observeres at fargetallet reduseres fra 771 til 93 mg Pt/l ved filtrering. Dette reflekteres i figur 8.3 ved at den filtrerte vannprøven oppnår høyere UV-dose.

Garay et al. observerte i sin studie en korrelasjon mellom turbiditet og UV-inaktivering. Deres resultater viste en 1,5-log-reduksjon av bakteriene ved et turbiditetsnivå på 300 FNU og en UV-dose på 12,5 mWs/cm². I figur 8.3 kan det ved tilsvarende UV-dose observeres en lignende log-reduksjon for ufiltrert USB, som ifølge tabell 8.15 har en turbiditet på 316 FNU. Ved en turbiditet på 5 FNU og UV-dose på 13 mWs/cm², observerte Garay et al. en 2,4-log-reduksjon av bakteriene. I figur 8.3 kan det ved tilsvarende UV-dose observeres en 3,5-log-reduksjon for filtrert USB, som ifølge tabell 8.15 har en turbiditet på 3 FNU. Dette tyder på at resultatene i figur 8.3 samsvarer nokså godt med observasjonene til Garay et al, ettersom en lavere turbiditet fører til økt inaktiveringsgrad. Resultatene fra kapittel 8.4 tilsier at filtrering som et tiltak før UV-desinfeksjon er effektivt til å forbedre UV-inaktiveringen.

For å undersøke om resultatene fra forsøkene med filtrering er statistisk signifikante, beregnes det 95% konfidensintervall som presenteres i tabell 8.20. I tabellen kan det observeres at alle resultatene til filtrert USB anses som statistisk signifikante. Dette tyder på at differansen i UV-inaktivering etter filtrering er vesentlig.

9.5 Resultatene sin betydning

Resultatene fra kapittel 8.2 tilsier at effekten av fotoreaktivering påvirker UV-inaktiveringen i liten grad. Ettersom fotoreaktivering kun forekommer ved tilførsel av synlig lys, betyr disse resultatene at effekten reduseres ved å skjerme bakteriene for synlig lys.

Resultatene i kapittel 8.3 tilsier at et høyt partikkelinnhold i avløpsvannet medfører en lavere inaktiveringsgrad ved UV-bestråling, noe som betyr at UV-inaktivering er svært utsatt for slamflukt. Ved slamflukt økes mengden partikler i avløpsvannet, og dermed også mengden termotolerante koliforme bakterier i utløpet som følge av en redusert UV-inaktivering. Dette betyr at det bør inkluderes tiltak for å redusere partikkelinnholdet i vannet dersom det skal benyttes UV-desinfeksjon. Som et forebyggende tiltak, bør renseanlegget utformes slik at hydraulisk overbelastning unngås.

Resultatene fra kapittel 8.4 tyder på at filtrering er et velfungerende tiltak for å redusere partikkelinnholdet i vannet før UV-desinfeksjon.

9.6 Metodediskusjon

Forsøkene gjentas to til tre ganger. UV-dosen der forsøkene kun gjentas to ganger anses til å være mindre relevante for forsøkene siden de ikke eksponeres for UV-lys. Tre parallelle vannprøver kan anses som et relativt lite antall prøver i statistisk sammenheng, men ettersom det gjennomføres prøver for flere UV-doser, anses tre prøver som tilstrekkelig for å finne en trend. Ettersom variasjonen i vannprøvene er små, med noen unntak som kan observeres i standardavvikene, bør det være mulig å oppnå lignende resultater dersom metoden gjentas. Forfatterne mener derfor at metoden som benyttes i forsøkene er god.

9.6.1 Mulige feilkilder

Med hensyn til mulige feilkilder, er den mest relevante feilkilden det at bakteriekoloniene estimeres ved telling. Slik det nevnes i kapittel 7.11, gjøres dette ved å dividere petriskålene i flere deler for deretter å multiplisere antallet termotolerante koliforme bakterier i den mest representative delen av skålen. Ettersom mengden bakterier er svært stor i noen av vannprøvene, er det sannsynlig at det er noe avvik i estimatene fra den sanne bakteriemengden.

Pipettene som benyttes ved uttak av vannprøvene i forsøkene er en mulig feilkilde. Pipettene fungerer for det meste bra, men i enkelte tilfeller kan mengden vann ved uttak variere. Forfatterne kontrollerte mengden vann i pipettene hver gang det ble benyttet i forsøkene, men en variasjon i vannmengde kan muligens ha utgjort en meget liten forskjell på resultatene i denne rapporten.

10. Konklusjon

I denne rapporten undersøker forfatterne hvordan partikler og fotoreaktivering kan påvirke UV-inaktiveringen. Det undersøkes også tiltak for å redusere effekten av disse faktorene. Med resultatene fra laboratorieforskene og diskusjonskapittelet, besvarer forfatterne deres underspørsmål:

Hvordan kan effekten av slamflukt begrenses? Effekten av en slamflukt kan begrenses ved å tilrettelegge tiltak som reduserer partikkelinnholdet i vannet, slik som for eksempel filtrering. I resultatene til forsøkene kan det observeres at filtrering reduserer innholdet av suspendert stoff fra 349 mg/l til omtrent 12 mg/l, samtidig som at turbiditetsnivået reduseres fra 316 FNU til 3 FNU. Disse resultatene viser at filtrering er et godt tiltak for å begrense effekten av en slamflukt. Det kan også være lurt å dimensjonere avløpsreanlegget slik at hydraulisk overbelastning unngås. Dette reduserer risikoen for at en slamflukt forekommer.

Hvordan kan filtrering forbedre effekten av UV-bestråling? Filtrering kan forbedre effekten av UV-bestråling ved at det reduserer mengden partikler i vannet. Ettersom partiklene kan beskytte bakteriene fra UV-bestråling, er et redusert partikkelinnhold viktig for å sikre en god UV-transmisjon og dermed sikre en god UV-inaktivering. I resultatene til forsøkene kan det observeres en inaktiveringsgrad på 97,84% for ufiltrert USB, noe som tilsvarer en gjenværende konsentrasjon av 12333 termotolerante bakterier pr. 100 ml. Til sammenligning, oppnår filtrert USB en 99,96% inaktiveringsgrad, som tilsvarer en gjenværende konsentrasjon av 17 TKB pr. 100 ml. Disse resultatene viser at filtrering fører til en betydelig forbedring av UV-bestrålingen sin effekt.

Hvor stor blir effekten av fotoreaktivering i forhold til inaktiveringsgrad? Resultatene fra laboratorieforskene i denne rapporten tilsier at fotoreaktivering er til stede ved alle UV-bestrålte vannprøver der synlig lys tilføres. I resultatene til forsøkene kan det observeres følgende effekt av fotoreaktivering på inaktiveringsgraden:

- 97,22% til 96,45% ved en UV-dose på 1,68 mWs/cm²
- 99,58% til 99,49% ved en UV-dose på 3,36 mWs/cm²
- 99,87% til 99,85% ved en UV-dose på 6,72 mWs/cm²
- 99,97% til 99,95% ved en UV-dose på 13,44 mWs/cm²

Disse resultatene viser at fotoreaktivering påvirker inaktiveringen i liten grad.

Hvordan bør utslipp av rensed avløpsvann utføres? Selv om det i forfatterens resultater vises at fotoreaktivering påvirker inaktiveringen i liten grad, kan det likevel være lurt å tilrettelegge for omstendigheter som demper effekten. Ettersom synlig lys er en viktig faktor for fotoreaktivering, bør utslipp av rensed avløpsvann utføres slik at vannet skjermes for synlig lys. Dette kan for eksempel gjøres ved å føre utløpsvannet ut i rør for deretter å slippe utløpsvannet ut på dypt vann.

Ved hjelp av disse underspørsmålene, besvarer forfatterne deres forskerspørsmål:

I hvilken grad påvirker fotoreaktivering og partikkelinnhold effekten ved UV-bestråling av rensset avløpsvann, og hvilke tiltak kan benyttes for å redusere effekten disse to faktorene har på UV-bestråling?

Forfatterne konkluderer med at fotoreaktivering påvirker effekten ved UV-bestråling i liten grad ettersom inaktiveringsgraden ved hvert dosepunkt reduseres med mindre enn 1%.

Inaktiveringsgraden ved den største UV-dosen på 13,44 mWs/cm² reduseres med kun 0,02% ved tilførsel av synlig lys. Effekten kan videre reduseres ved å tilrettelegge tiltak som skjermer de inaktivererte bakteriene for synlig lys.

Det ufiltrerte avløpsvannet, med et innhold på 349 mg SS/l og en turbiditet på 316 FNU, oppnår en 97,84% inaktivering av de termotolerante koliforme bakteriene ved en UV-dose på 12,48 mWs/cm². Dette betyr at vannet fremdeles har 12333 bakterier pr. 100 ml. For å redusere påvirkningen partiklene har på UV-bestrålingen, kan filtrering benyttes som et siste rensessteg før UV-desinfeksjon. I forfatterens resultater vises det at filtrering reduserer innholdet suspendert stoff og turbiditetsnivå til henholdsvis 12 mg SS/l og 3 FNU. Dette medfører en inaktiveringsgrad på 99,96% ved UV-dose 13,12 mWs/cm², som betyr at vannet kun har 17 bakterier pr. 100 ml. Forfatterne konkluderer derfor med at partikkelinnhold påvirker UV-bestråling i stor grad, og at filtrering er et effektivt tiltak for å forbedre UV-inaktiveringen.

11. Anbefalinger

Dersom UV-bestråling benyttes til desinfeksjon av avløpsvann, anbefales det hyppigere kontroller av vannkvaliteten i renseanlegget. Etersom UV-bestråling som desinfeksjon er meget sårbar for høyt partikkelinnhold og fargetall, som kan forekomme ved en eventuell slamflukt, bør det i slike omstendigheter tilrettelegges tiltak for å redusere partikkelinnholdet. Det anbefales å dimensjonere renseanlegget for å unngå hydraulisk overbelastning som et forebyggende tiltak mot slamflukt. Fra resultatene i denne rapporten er det klart at selv en liten slamflukt påvirker UV-inaktiveringen i stor grad. Det anbefales derfor å benytte filtrering som et siste rensessteg før desinfeksjon for å sikre et redusert partikkelinnhold ved en eventuell slamflukt. Det anbefales filtrering med relativt lav filterhastighet for å unngå rask gjentetting av filtermassen. I denne studien ble det benyttet en filterhastighet på 5 m/t. Selv om fotoreaktiveringen i forfatterens forsøk påvirker UV-inaktiveringen i liten grad, anbefales det likevel at utslippet av rensset avløpsvann skjermes for synlig lys for å sikre at UV-inaktiveringen ikke delvis reverseres av fotoreaktivering.

Til videre forskning anbefales det å utføre flere forsøk med fotoreaktivering for å avklare graden av fotoreaktivering ved høyere UV-doser enn det som benyttes i denne rapporten. Det anbefales også å utføre forsøk med andre typer filtre. I denne rapporten benyttes et oppstrøms sandfilter, men det finnes flere typer filtre som kan benyttes. Det kan som et eksempel være interessant å sammenligne effekten til et filter med flere filtermedier opp mot et oppstrøms sandfilter for å undersøke om det medfører en betydelig endring for UV-bestrålingen.

12. Referanser

- [1] H. Ødegaard, Vann- og Avløpsteknikk, 2. utgave red., Trondheim: Norsk Vann, 2014.
- [2] SINTEF, «www.sintef.no,» 04 Mai 2020. [Internett]. Available: <https://www.sintef.no/siste-nytt/2020/vi-ma-bruke-vannet-flere-ganger/>. [Funnet 14 Mars 2022].
- [3] The World Bank, «www.worldbank.org,» 08 Mai 2020. [Internett]. Available: <https://www.worldbank.org/en/topic/water-in-agriculture#1>. [Funnet 14 Mars 2022].
- [4] B. Ö. K. Kollu, «www.sciencedirect.com,» 04 Mai 2011. [Internett]. Available: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004313541100738X?via%3Dihub>. [Funnet 15 Mars 2022].
- [5] C. R. L. J. H. K. O. G. B. Eikebrokk, «vav.griffel.net,» 17 Oktober 2008. [Internett]. Available: https://vav.griffel.net/filer/C_164-2008.pdf. [Funnet 15 Mars 2022].
- [6] P. Z. E. K. A. B. D. D. W. S. A. K. Banaś, «www.ncbi.nlm.nih.gov,» 11 November 2020. [Internett]. Available: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC7694213/>. [Funnet 15 Mars 2022].
- [7] L. W. D. Z. M. Zhang, «www.sciencedirect.com,» 15 Oktober 2017. [Internett]. Available: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0003986117303545?via%3Dihub>. [Funnet 16 Mars 2022].
- [8] De Forente Nasjoner, «www.fn.no,» 09 Februar 2022. [Internett]. Available: <https://www.fn.no/om-fn/fns-baerekraftsmaal/rent-vann-og-gode-sanitaerforhold>. [Funnet 22 Mars 2022].
- [9] World Health Organization, «who.int,» 21 Mars 2022. [Internett]. Available: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>. [Funnet 22 Mars 2022].
- [10] UNICEF, «www.unicef.org,» 2020. [Internett]. Available: <https://www.unicef.org/wash/water-scarcity>. [Funnet 22 Mars 2022].
- [11] European Commission, «ec.europa.eu,» [Internett]. Available: <https://ec.europa.eu/environment/water/reuse.htm>. [Funnet 23 Mars 2022].
- [12] European Commission, «ec.europa.eu,» [Internett]. Available: https://ec.europa.eu/environment/water/pdf/water_reuse_factsheet_en.pdf. [Funnet 23 Mars 2022].
- [13] Miljødirektoratet, «www.miljodirektoratet.no,» 13 Januar 2022. [Internett]. Available: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/forurensning/avlop/regulering-avlop/>. [Funnet 25 Mars 2022].
- [14] E. J. T. G. J. A. S. Eikum, «avlopnorge.no,» Oktober 2016. [Internett]. Available: <https://avlopnorge.no/wp-content/uploads/2021/05/Handbok-minirensanlegg-teori-og-praksis.pdf>. [Funnet 27 Mars 2022].
- [15] D. H. J. Kjensmo, «www.snl.no,» 20 Februar 2018. [Internett]. Available: <https://snl.no/eutrofiering>. [Funnet 27 Mars 2022].
- [16] Lovdata, *Forurensningsforskriften, Del 4. Avløp*, 2007.
- [17] Grimstad kommune, [Internett]. Available: https://www.grimstad.kommune.no/_f/p1/i266779b9-6a37-4cd1-b793-8411b5282c84/groosrenseanlegg-brosjyre.pdf. [Funnet 19 Mars 2022].
- [18] H. Ødegaard, «vannforeningen.no,» 2000. [Internett]. Available: https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2000_30673.pdf. [Funnet 24 Mars 2022].

- [19] Lovdata, *Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m.*, 2022.
- [20] Norsk Vann, «kurs.norskvann.no,» [Internett]. Available: <https://kurs.norskvann.no/mod/glossary/showentry.php?courseid=1&concept=Suspendert+stoff>. [Funnet 28 Mars 2022].
- [21] J. Barlinthaug, «www.snl.no,» 05 Juli 2018. [Internett]. Available: https://snl.no/slam_-_vannrensing. [Funnet 28 Mars 2022].
- [22] Norsk Vann, «kurs.norskvann.no,» [Internett]. Available: <https://kurs.norskvann.no/mod/glossary/showentry.php?courseid=1&concept=Slamflukt>. [Funnet 28 Mars 2022].
- [23] Norsk Vann, «kurs.norskvann.no,» [Internett]. Available: <https://kurs.norskvann.no/mod/glossary/showentry.php?eid=1218&displayformat=dictionary>. [Funnet 28 Mars 2022].
- [24] Norsk Vann, «kurs.norskvann.no,» [Internett]. Available: <https://kurs.norskvann.no/mod/glossary/showentry.php?eid=1577&displayformat=dictionary>. [Funnet 28 Mars 2022].
- [25] *Norsk Standard: Vannundersøkelse - Bestemmelse av suspendert stoff - Metode med filtrering gjennom glassfiberfiltre*, 2005.
- [26] Regjeringen, «regjeringen.no,» 24 Oktober 2013. [Internett]. Available: <https://www.regjeringen.no/no/sub/eos-notatbasen/notatene/2013/okt/barekraftig-bruk-av-fosfor/id2433304/>. [Funnet 2 April 2022].
- [27] «www.snl.no,» 05 Juli 2018. [Internett]. Available: <https://snl.no/fosforfjerning>. [Funnet 04 April 2022].
- [28] NRVA, «www.nrva.no,» [Internett]. Available: <http://www.nrva.no/laboratoriet/vannanalyser-og-grenseverdier>. [Funnet 7 April 2022].
- [29] H. Liltved, *Forelesning BYG510, Biologisk rensing av avløpsvann*, Grimstad: Universitetet i Agder, 2022.
- [30] J. Barlinthaug, «www.snl.no,» 05 Juli 2018. [Internett]. Available: <https://snl.no/aktivslam-rensaneanlegg>. [Funnet 07 April 2022].
- [31] N. Nesse, «www.snl.no,» 05 Juli 2018. [Internett]. Available: <https://snl.no/sandfilter>. [Funnet 15 April 2022].
- [32] B. P. M. Rawcliffe, «vannforeningen.no,» April 2010. [Internett]. Available: https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2010_814146.pdf. [Funnet 19 April 2022].
- [33] G. Langeland, «vannforeningen.no,» April 1994. [Internett]. Available: https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/1994_30992.pdf. [Funnet 17 April 2022].
- [34] T. H. V. L. I. Midttun, «vannforeningen.no,» Februar 1994. [Internett]. Available: https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/1994_31113.pdf. [Funnet 17 April 2022].
- [35] Pennsylvania Department of Environmental Protection, «files.dep.state.pa.us,» 2016. [Internett]. Available: https://files.dep.state.pa.us/water/bsdw/operatorcertification/TrainingModules/ww05_disinfection_chlorination_wb.pdf. [Funnet 18 April 2022].
- [36] United States Environmental Protection Agency, «epa.gov,» 2003. [Internett]. Available: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/disinfection_small.pdf. [Funnet 19 April 2022].
- [37] E. Kåss, «www.snl.no,» 10 August 2020. [Internett]. Available: <https://sml.snl.no/patogen>. [Funnet 14 April 2022].

- [38] T. Tønjum, «www.snl.no,» 29 April 2019. [Internett]. Available: <https://sml.snl.no/mikroorganisme>. [Funnet 14 April 2022].
- [39] Folkehelseinstituttet, «gamvik.custompublish.com,» [Internett]. Available: <https://gamvik.custompublish.com/getfile.php/164458.646/Vannforsyningens+ABC.pdf?fbclid>. [Funnet 15 April 2022].
- [40] Folkehelseinstituttet, «www.fhi.no,» 2016. [Internett]. Available: <https://www.fhi.no/contentassets/10f6285109df44af96a0de9dd283c5ed/vanrapport-127---vannforsyning-og-helse.pdf>. [Funnet 14 April 2022].
- [41] Folkehelseinstituttet, «www.fhi.no,» 27 November 2012. [Internett]. Available: <https://www.fhi.no/ml/drikkevann/nasjonalt-vannvakt/Hva-forteller-mikrobiologiske-drikkevannsanalyser/?fbclid=IwAR2SiwHtA3fuh0BGI7HmVcwGEQFyfBPfavhti619GlaxoNlohno>. [Funnet 15 April 2022].
- [42] J. F. S. J. W. A. Foppen, «www.sciencedirect.com,» Februar 2006. [Internett]. Available: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135405006688>. [Funnet 14 April 2022].
- [43] R. Sirevåg, «www.snl.no,» 09 August 2019. [Internett]. Available: https://sml.snl.no/E._coli. [Funnet 15 April 2022].
- [44] T. Tønjum, «www.sml.snl.no,» 14 Februar 2020. [Internett]. Available: https://sml.snl.no/dyrking_av_mikroorganismer. [Funnet 15 April 2022].
- [45] T. Tønjum, «www.sml.snl.no,» 25 Oktober 2019. [Internett]. Available: <https://sml.snl.no/n%C3%A6ringsmedium>. [Funnet 15 April 2022].
- [46] E. Kåss, «www.sml.snl.no,» 21 Mai 2020. [Internett]. Available: <https://sml.snl.no/inkubere>. [Funnet 15 April 2022].
- [47] B. Bushen, «urmc.rochester.edu,» 13 Oktober 2016. [Internett]. Available: <https://www.urmc.rochester.edu/pathology-labs/blog/october-2016/a-look-inside-the-bacteriology-lab-what-does-your.aspx>. [Funnet 15 April 2022].
- [48] Synbiosis, «synbiosis.com,» [Internett]. Available: <https://www.synbiosis.com/support/glossary/definition/?term=CFU>. [Funnet 14 April 2022].
- [49] R. Sirevåg, «www.sml.snl.no,» 23 Februar 2022. [Internett]. Available: <https://sml.snl.no/bakterieceller>. [Funnet 12 April 2022].
- [50] R. S. L. Martinsen, «www.snl.no,» 28 April 2021. [Internett]. Available: <https://snl.no/plasmid>. [Funnet 15 April 2022].
- [51] K. B. JrPol, «ndla.no,» 15 Mars 2020. [Internett]. Available: <https://ndla.no/article/24091>. [Funnet 15 April 2022].
- [52] E. Gråbøl-Undersrud, «www.snl.no,» 10 Juni 2021. [Internett]. Available: <https://snl.no/proteinsyntese>. [Funnet 15 April 2022].
- [53] Z. Szantoi, «www.researchgate.net,» Oktober 2013. [Internett]. Available: https://www.researchgate.net/publication/258241350_REVIEW_OF_THE_USE_OF_REMOTELY-SENSED_DATA_FOR_MONITORING_BIODIVERSITY_CHANGE_AND_TRACKING_PROGRESS_TOWARDS_THE_AICHI_BIODIVERSITY_TARGETS. [Funnet 19 April 2022].
- [54] K. H. P. V. M. R. J. Schmid, «www.researchgate.net,» April 2017. [Internett]. Available: https://www.researchgate.net/figure/Absorption-of-a-UV-C-photon-by-DNA-and-formation-of-a-thymine-dimer_fig1_316555299. [Funnet 19 April 2022].
- [55] H. Aarnes, «www.snl.no,» 31 Mai 2021. [Internett]. Available: <https://snl.no/fotolyaser>. [Funnet 19 April 2022].

- [56] B. Lande, «www.sml.snl.no,» 31 Desember 2018. [Internett]. Available: <https://sml.snl.no/pyrimidiner>. [Funnet 19 April 2022].
- [57] B. Pedersen, «www.snl.no,» 22 Juni 2021. [Internett]. Available: <https://snl.no/dimer>. [Funnet 19 April 2022].
- [58] Universitetet i Oslo, «mn.uio.no,» 04 Februar 2011. [Internett]. Available: <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/f/fotoreakt.html>. [Funnet 21 April 2022].
- [59] S. J. C. H. Liltved, «Removal of particle-associated bacteria by prefiltration and ultraviolet irradiation,» Blackwell Science Ltd, Grimstad, 1999.
- [60] M. P. F. J. D. J. R. G. Qualls, «jstor.org,» Oktober 1983. [Internett]. Available: <https://www.jstor.org/stable/25042084>. [Funnet 19 April 2022].
- [61] H. Liltved, «niva.brage.unit.no,» 25 September 2000. [Internett]. Available: https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/210703/4173_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y. [Funnet 23 April 2022].
- [62] H. Liltved, *Forelesning BYG510, Mikrobiell forurensing og UV-desinfeksjon*, Grimstad: Universitetet i Agder, 2022.
- [63] H. Liltved, «Disinfection of water in aquaculture: Factors influencing the physical and chemical inactivation of microorganisms,» University of Tromsø, Tromsø, 2000.
- [64] H. K. S. O. K. Oguma, «journals.asm.org,» 01 Desember 2002. [Internett]. Available: <https://journals.asm.org/doi/full/10.1128/AEM.68.12.6029-6035.2002>. [Funnet 22 April 2022].
- [65] J. A. A. J. M. Q. E. N. I. Salcedo, «journals.asm.org,» 01 Mars 2007. [Internett]. Available: <https://journals.asm.org/doi/full/10.1128/AEM.02145-06>. [Funnet 23 April 2022].
- [66] J. E. Cleaver, «www.sciencedirect.com,» 13 Mai 2003. [Internett]. Available: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1568786403000375>. [Funnet 22 April 2022].
- [67] T. H. K. Tosa, «www.sciencedirect.com,» Februar 1999. [Internett]. Available: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135498002267?via%3Dihub>. [Funnet 23 April 2022].
- [68] H. Aarnes, «www.snl.no,» 08 Februar 2021. [Internett]. Available: <https://snl.no/flavoproteiner>. [Funnet 27 April 2022].
- [69] Universitetet i Oslo, «www.mn.uio.no,» 04 Februar 2011. [Internett]. Available: <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/f/fotoreakt.html>. [Funnet 24 April 2022].
- [70] R. G. C. Hallmich, «sciencedirect.com,» Mai 2010. [Internett]. Available: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135410000801>. [Funnet 28 April 2022].
- [71] B. P. M. Rawcliffe, «nibio.no,» 17 September 2010. [Internett]. Available: https://www.nibio.no/tema/miljo/mindre-avlop/dokumentasjonskrav-for-renselosninger/minirensesanlegg-etterpolering/_attachment/inline/ed49381f-778e-4964-9a41-2e274d45a0cc:1d910a7489009f0598066b0084c7ea2909bdcc07/Aquateam%202010_Desinfeksjon%20av%20utl%C3%B. [Funnet 28 April 2022].
- [72] N. K. Y. Z. K. M. J. R. B. M. G. E.-d. S. Shafaei, «pubs.rsc.org,» 14 Desember 2016. [Internett]. Available: <https://pubs.rsc.org/en/content/articlehtml/2017/em/c6em00501b>. [Funnet 30 April 2022].
- [73] L. C. V. R. G. B. C. F. S. D. F. A. Garay, «scielo.br,» 2021. [Internett]. Available: <https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/dmtdx3VhskFJWsNM3Pf9rDN/?lang=en>. [Funnet 28 April 2022].
- [74] J. E. Vatne, «www.snl.no,» 28 Mai 2018. [Internett]. Available: <https://snl.no/gjennomsnitt>. [Funnet 02 Mai 2022].

- [75] Microsoft, «supprt.microsoft.com,» [Internett]. Available:
<https://support.microsoft.com/en-us/office/stdev-function-51fecaaa-231e-4bbb-9230-33650a72c9b0?ns=excel&version=90&syslcid=1033&uilcid=1033&appver=zx1900&helpid=xlmain>.
[Funnet 02 Mai 2022].
- [76] W. W. LaMorte, «bumc.bu.edu,» 21 April 2021. [Internett]. Available:
<https://sphweb.bumc.bu.edu/otlt/MPH-Modules/PH717-QuantCore/PH717-Module6-RandomError/PH717-Module6-RandomError11.html>. [Funnet 02 Mai 2022].
- [77] P. A. B. B. P. R. T. N. Tuteja, «www.sciencedirect.com,» Juni 2009. [Internett]. Available:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383574208000835>. [Funnet 25 April 2022].

13. Vedlegg

Vedlegg A, Spesialiseringsprosjekt

Vedlegg B, Beregning av suspendert stoff

Vedlegg C, Datainnhenting fra Groos og Eurofins

Vedlegg D, Mørk- og lysinkubert UND

Vedlegg E, Lysinkubert UND og USB

Vedlegg F, Ufiltrert og filtrert USB

Vedlegg G, Konfidensintervall

Vedlegg H, Møtereferat

Vedlegg I, Fremdriftsplan

Vedlegg J, A3 Poster