



Gjenbruk av gråvann i internasjonale operasjoner

En kvalitativ litteraturstudie

Eivind Rotnes Erichsen og Lars Rugsveen

Krigsskolen ingeniør

Militær bygg- og anleggsteknikk

Krigsskolen

Vår 2019

UGRADERT

TITTEL: <i>GJENBRUK AV GRÅVANN I INTERNASJONALE OPERASJONER</i>	
UTFØRT VED: <i>KRIGSSKOLEN</i>	RAPPORTNR:
OPPDRAGSGIVER: <i>HÆRENS VÅPENSKOLE</i>	
PROSJEKTDELTAKERE: <i>EIVIND ROTNES ERICHSEN</i> <i>LARS RUGSVEEN</i>	PROSJEKTPERIODE: <i>FRA: 2019-02-13</i> <i>TIL: 2019-04-26</i>
VEILEDERE: INTERN VEILEDER: <i>LUKE DOKTER</i> EKSTERN VEILEDER: <i>ØIVIND HEGG</i>	ANTALL SIDER: <i>HOVEDDOKUMENT: 105</i> <i>VEDLEGG: 8</i> <i>TOTALT: 113</i>
EKSTRAKT: <p><i>Studien er, etter ønske fra Hærens Våpenskole Ingeniør, en undersøkelse av hvordan et anlegg for rensing og gjenbruk av gråvann i internasjonale operasjoner kan se ut, og hvilke økonomiske effekter dette vil kunne ha.</i></p> <p><i>I studien blir ulike teknologi og løsninger vurdert opp mot faktorer som er viktige i internasjonale operasjoner. resultatet av dette fører til anlegget som videre blir vurdert opp mot økonomi og innsparinger.</i></p> <p><i>Det konkluderes med at teknologien har kommet tilstrekkelig langt til at rensing og gjenbruk av gråvann har potensiale for å redusere uttak av grunnvann, og at dette er en kapasitet Forsvaret bør tilstrebe å implementere i sine basesett.</i></p>	
GRADERING: <i>UGRADERT</i>	
OMSLAGSBILDE: <i>FORSVARETS HØGSKOLE - KRIGSSKOLEN</i>	
GODKJENT:	
<i>LINDERUD:</i> _____	_____
<i>DATO</i>	<i>VEILEDER</i>

Forord

Dette er en bacheloroppgave ved krigsskolens ingeniørlinje som en del av fordypningen i militær bygg- og anleggsteknikk. Dette er vår hovedoppgave i 6. semester som utgjør 25 studiepoeng.

Oppgaven tar for seg i hvilken grad rensing og gjenbruk av gråvann kan redusere uttaket fra vannkilder i fase 2 leirer, hvordan et slikt anlegg kan se ut og hvilke økonomiske effekter en reduksjon av vannuttak kan gi. Vi ble først introdusert for temaet i 5. semester ved en forelesning av Øivind Hegg som handlet om vannrensing i Forsvaret og litt senere ved en presentasjon om forslag til bacheloroppgaver fra Hærens våpenskole ingeniør.

Vi ønsker å takke alle som har hjulpet oss underveis i arbeidet med oppgaven. Dette har vært en utfordrende oppgave som ikke hadde blitt så god uten deres støtte og velvilje. Takk til Jan Egil Dønnum og Stein Arne Lunde fra FKL log-skolen for at dere tok dere tid til å møte oss og dele av deres kompetanse og erfaringer rundt vannrensing i Forsvaret. Takk til Knut Karlsen fra Forsvarets materielladministrasjon (FMA) for din gode hjelp til å finne folk i Forsvaret med kompetanse og informasjon rundt vår problemstilling. Videre ønsker vi å takke følgende for gode innspill og faglig støtte:

- Zakhar Maletskyi fra Norge Miljø- og Biovitenskapelige Universitet (NMBU).
- Tor Knutsen fra Forsvarsbygg.
- Sjefsveterinær Harald Wiik fra Hærens Våpenskole.
- Hanne Fagerås fra FMA.
- Vegard Bondehagen fra HVS ING

Til slutt ønsker vi å takke vår eksternveileder Øivind Hegg og vår hovedveileder Luke Dokter for meget god veiledning og støtte underveis i denne omfattende oppgaven.



Eivind Rotnes Erichsen



Lars Rugsveen

Sammendrag

Forsvaret opererer i dag i flere områder i verden hvor det er mangel på tilgang til rent vann, i tillegg har FOH oppfordret alt militært personell til å redusere sitt forbruk av naturressurser. For å bidra mot dette målet er et av tiltakene som kan gjøres rensing og gjenbruk av gråvann, på denne måten kan forbruket av naturressursen vann reduseres, uten at dette påvirker forbruket.

Dagens teknologi har kommet langt, og det finnes eksisterende løsninger som gjør det mulig å rense gråvann til drikkevannskvalitet. Dette er viktig, da det tilstrebes at alt vann som benyttes i INTOPS tilfredsstiller drikkevannskvalitet, dette for å unngå sykdom eller lignende. Selv om vannet tilfredsstiller drikkevannskvalitet er det ikke sikkert det er ønskelig fra brukerens side å benytte dette som drikkevann, og vannet bør derfor først og fremst benyttes i dusj eller klesvask, som er to av de største forbrukspostene for vann i INTOPS.

En løsning som tar vann fra dusj og klesvask, og renser dette til bruk i dusj og klesvask har potensiale til å mer enn halvere uttaket fra en vannkilde. Dette fører til større robusthet for leiren, da den ikke er like avhengig av vannkilden, og kan også bidra positivt i fredsbevarende eller opprørsbekjempende operasjoner, hvor det er viktig å ha lokalbefolkningen på sin side. Ved gjenbruk av gråvann reduseres også produksjonen av avløpsvann tilsvarende, og denne reduksjonen kan gi en positiv økonomisk effekt ved at mengden vann som må kjøres bort og deponeres reduseres. Dette gir mulighet for at anskaffelsen av et anlegg i sin helhet kan spares inn etter 3 års drift.

Gråvann er en relativt konstant mengde vann, og forurensningen som kan forventes i gråvann skiller seg ikke mye fra dag til dag. Dette gjør gråvann til en god vannkilde, og gjør det mulig å lage et generisk system for rensing og gjenbruk av gråvann.

Systemet som presenteres i oppgaven anbefales anskaffet for Forsvaret, da det tilfredsstiller kravene til enkelhet og størrelse, som er viktige i INTOPS. Dette i tillegg til muligheten for at anskaffelsen kan spares inn gjennom drift og at systemet allerede eksisterer og slik sett er «hyllevare» er viktige faktorer.

Summary

Today the Norwegian Armed Forces are operating in several areas of the world where access to potable water is limited. In addition, there is a strong directive issued from the Norwegian Joint Headquarters that encourages all military personnel to limit their usage of natural resources. One of the measures that can contribute to this goal, is grey water treatment and recycling. By doing this, it should be possible to reduce the usage of natural resources, without influencing overall water consumption.

In the last decades, technology has allowed great advances in the field of grey water treatment, meaning that there are efficient solutions to turning grey water into potable water. This is important since the military strives to maximise the use of potable water in international contingency operations, in order to reduce the likelihood of sickness among its personnel. Even though treated water currently meets the criteria for its potability, it is not recognized as such, generally among the soldiers, with the result that treated water is mainly used for showers or laundry. These are also the two biggest contributors of water usage in military contingency operations.

By treating grey water from showers and laundry, and reusing it in showers and laundry, it is possible to reduce the usage of raw water to more than half of today's use. This again will lead to a higher level of military resilience, by being less dependent on water resources. In counter insurgency or peacekeeping operations, less use of raw water could prove positive in trying to gain the goodwill of local populations. Reusing grey water also reduces the amount of wastewater produced, which again reduces the cost of depositing sewage. This reduction in cost makes it possible for the treatment system to pay for itself in less than 3 years.

Grey water is a relatively consistent stream of water which contains similar pollutions from day to day. This makes grey water an ideal source for a generic solution to its treatment and reuse.

The greywater treatment system presented in this thesis meets the requirements for simplicity and size, which are important factors in contingency operations. It is therefore recommended that the Norwegian Armed Forces acquire this system. In addition, the fact that the system has the potential to recover its initial cost within a three-year period, and that it is an already existing and tried system, makes it a good addition to the Norwegian force provider system.

Forkortelser & definisjoner

Basemateriell: Forsvarets materiell for etablering av semi- permanente leire.

C: konsentrasjon.

COIN: Counterinsurgency.

CU: Colour Units. 1 Milligram Platina/liter vann tilsvarer 1 CU.

CT- verdier: Konsentrasjon multiplisert med kontakttid.

EBA: Eiendom, bygg og anlegg

Fase 2 leir: Semi- permanent etablering som normalt skal vare i maks 16-24 måneder. Her benyttes basemateriell (Forsvarsbygg, 2015, s. 19).

Fase 3 leir: Etablering for over 24 måneder. Her vurderes permanente konstruksjoner som bygningsmasse (Forsvarsbygg, 2015, s. 19).

FB: Forsvarsbygg.

FN: Forente nasjoner.

FMA: Forsvarets materielladministrasjon.

FKL: Forsvarets kompetansesenter for logistikk.

FOH: Forsvarets operative hovedkvarter.

IED: Improvised Explosive Device (improvisert bombe/veibombe).

INTOPS: Internasjonale operasjoner.

KOF_{Mn}: Kjemisk oksygenforbruk.

MeS: Mazar-e Sharif.

MF: Mikrofiltrering.

NATO: North Atlantic Treaty Organization.

NIVA: Norsk institutt for vannforskning.

NF: Nanofiltrering.

NMBU: Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet.

Pesticider: En fellesbetegnelse for kjemiske midler som benyttes mot skadelige organismer som forstyrrer våre omgivelser, mennesker eller dyr (Store norske leksikon, 2018).

Eksempelvis rottegift og plantevernmidler.

SERDP: Department of Defense Strategic Environmental Research and Development Program.

RO: Reverse osmosis (omvendt osmose).

STANAG: Standardization agreement, standardiserte NATO prosesser og prosedyrer.

Stråledose: oppgis i mJ/cm^2 . Brukes i forbindelse med UV-stråling, og sier noe om UV-strålenes desinfiserende effekt i vann. Lysintensitet x strålingstid.

SWRS: Shower Water Reuse System.

T: Kontakttid.

TEF: Theatre Enabling Force.

UF: Ultrafiltrering.

ULPRO: Ultra low pressure reverse osmosis.

UV: Ultrafiolett.

UV- transmisjon: En UV- stråle sin evne til å trenge igjennom en væske.

USAPHC: US. Army Public Health Center.

WHO: World Health Organization.

Innholdsfortegnelse

Forord.....	IV
Sammendrag.....	V
Summary.....	VI
Forkortelser & definisjoner.....	VII
Innholdsfortegnelse.....	IX
Figurliste.....	XI
Tabelliste.....	XIII
1 Innledning.....	1
1.1 Bakgrunn.....	1
1.2 Problemstilling.....	3
2 Metode.....	5
2.1 Valg av kilder.....	6
2.2 Analyse.....	8
2.3 Metode- og kildekritikk.....	9
3 Teori.....	10
3.1 Vannkvalitet.....	10
3.1.1 Kategorier av vann.....	10
3.1.2 Egenskaper ved vann.....	15
3.2 Rensemetoder.....	20
3.2.1 Generelt om vannrensemetoder.....	20
3.2.2 Kjemiske rensemetoder.....	20
3.2.3 Fysiske rensemetoder.....	36
3.2.4 Biologiske rensemetoder.....	42
3.3 Konsept for leiretablering.....	43
3.3.1 Ansvarsfordeling.....	43
3.3.2 Basemateriell som produserer gråvann.....	44
3.3.3 Vannkilder.....	47
3.4 Renseanlegg.....	48
3.5 Vannforbruk og mengder i INTOPS.....	53
4 Resultater.....	56
4.1 Vannmengde som kan gjenbrukes.....	56
4.2 Forventet kvalitet av gråvannet.....	58
4.3 Rensemetoder.....	60
4.4 Alternative løsninger.....	62

4.4.1 Felles for alternativene	62
5 Diskusjon	68
5.1 Krav til hygienisk vann.....	68
5.2 Valg av løsning	72
5.2.1 Faktorer som påvirker valg av løsning	72
5.2.2 Vurdering av faktorer opp mot alternativene	74
5.3 Kostnader og besparelser	78
5.3.1 Driftskostnader og innsparing ved SWRS.....	79
6 Konklusjon og anbefalinger.....	82
6.1 Hvordan kan anlegget se ut	84
6.1.1 For hele leiren	84
6.1.2 For området avsatt til vannrens.....	85
6.1.3 Inne i containeren for gråvannsrensing.....	86
6.2 Videre arbeid.....	87
Litteraturliste	i
Vedlegg A	vi
Vedlegg B	ix
Vedlegg C	xii

Figurliste

Figur 1: Snitt av adsorpsjonsfilter med aktivert karbon (Conley, 2019).	21
Figur 2: Kaskadelufting (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004c, s. 183).	26
Figur 3: Lufting ved hull i vannledning. Bildet fra renseanlegg i Tsjad (Hegg, 2018)	26
Figur 4: Flytdiagram over klordefinisjoner gjennom desinfeksjonsprosessen i vann (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 71).	30
Figur 5: Grafen viser hvordan UV- transmisjonen faller dersom fargetallet øker, basert på norsk overflatevann (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 76).	31
Figur 6: Prinsippskisse av et UV-anlegg (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 74)	32
Figur 7: Skisse for behandlingsprosess med ozon og biofiltrering (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 83).	35
Figur 8: Konsept for sedimentering (s. 102).	36
Figur 9: Kombinasjon av sedimentering, flotasjon og fettutskiller (Tilley, Ulrich, Lüthi, Reymond, & Zurbrügg, 2014, s. 100).	36
Figur 10: Oppbygningen av et flermedium- filter kan være bygd opp (Torres Water Company, 2019).	37
Figur 11: Skisse for membranfiltrering med tverrstrømsfiltrering. Vann pumpes inn i en filtertank med trykk, rent vann presses igjennom filteret og konsentrat slippes ut (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 86).	39
Figur 12: Tre RO- membraner I SWRS (Headquarters, Department of the Army, 2016).	39
Figur 13: Figur som viser hvilke stoffer de ulike membranfiltrene og omvendt osmose holder tilbake under vannrensing (USAPHC, 2014a, s. 21)	40
Figur 14: Metode for å fjerne fett og oljer fra vann kombinert med sedimentering og flotasjon for å fjerne partikl (Tilley, Ulrich, Lüthi, Reymond, & Zurbrügg, 2014, s. 100) er.	41
Figur 15: Utvendig fettutskiller (Brødrene Dahl AS, 2019).	41
Figur 16: Oppbygning av et langsamfilter (Sustainable Sanitation and Water Management Toolbox, 2019).	42
Figur 17: Vanninntak- og avløpstilkoblinger for sanitærcontainer. 1: Avløp fra toalett (100mm). 2: Avløp fra urinal (50mm). 3: Avløp fra dusj og vask (50mm). 4: Vanninntak (CSI Norway, 2007)	44
Figur 18: Skjematisk fremstilling av vannbehandlingsanlegg i vaskericontaineren (FLO/S/SBL Basemateriell, 2008, s. 3.30).	45
Figur 19: Plantegning av kjøkkencontainer ved bruk av 4 containere (Hærens våpenskole, UÅ, s. 28).	46
Figur 20: Plantegning av kjøkkencontainer ved bruk av 6 containere (Hærens våpenskole, UÅ, s. 28).	46
Figur 21: Flytskjema for oppbygning av renseanlegg. Oversatt og gjengitt fra USAPHC (USAPHC, 2014a, s. 20).	48
Figur 22: Oppbygningen av SWRS. Figuren er oversatt og gjengitt (Headquarters, Department of the Army, 2016).	49
Figur 23: SWRS- rensecontainer (Good, 2011). Bildet viser renseanlegget, som er en del av trippelcontaineren.	50
Figur 24: Tegning av rensetrinnene i Hegg 8000. Hentet fra teknisk manual for Hegg 8000 (CSI Norway, 2009).	51
Figur 25: Skisse av Forsvarets renseanlegg (s. 3.5)	52
Figur 26 Eksempelforbruk gjennom et døgn for en fase 2 leir.	55
Figur 27: Fordeling av vann i INTOPS uten gjenbruk av gråvann.	56
Figur 28: Fordeling av vann i INTOPS med gjenbruk av gråvann.	57

Figur 29: Konsept for alternativ 1. Reduksjon betyr prosentvis reduksjon i mengde vann som tas ut fra vannkilden sammenliknet med å ikke benytte gråvannsrensing for gjenbruk.	63
Figur 30: Konsept for alternativ 2. Reduksjon betyr prosentvis reduksjon i mengde vann som tas ut fra vannkilden sammenliknet med å ikke benytte gråvannsrensing for gjenbruk.	64
Figur 31: Konsept for alternativ 3. Reduksjon betyr prosentvis reduksjon i mengde vann som tas ut fra vannkilden sammenliknet med å ikke benytte gråvannsrensing for gjenbruk..	65
Figur 32: Konsept for alternativ 4. Reduksjon betyr prosentvis reduksjon mengde vann som tas ut fra vannkilden sammenliknet med å ikke benytte gråvannsrensing for gjenbruk.....	66
Figur 33: Sirkulasjonsløp bassengvann.	69
Figur 34 Sirkulasjonsløp gråvannsanlegg.	69
Figur 35: Fordeling av lastebillaster (Noblis, 2010, s. 27).	78
Figur 36: Overordnet flytskjema med SWRS.....	84
Figur 37: Flytskjema for anlegget i området avsatt til vannrensing, oversatt og gjengitt fra Department of the Army (Headquarters, Department of the Army, 2016, ss. 0002-1).	85
Figur 38: Oppbygningen av SWRS. Figuren er oversatt og gjengitt (Headquarters, Department of the Army, 2016, s. 0004.3).	86

Tabelliste

Tabell 1: Krav til vann benyttet i bassengbad etter forskrift for badeanlegg, bassengbad og badstue m.v.	11
Tabell 2: Krav til fritt og bundet klor i bassengbad etter forskrift for badeanlegg, bassengbad og badstue m.v.	11
Tabell 3: Typiske verdier for gråvann.....	12
Tabell 4: Mulig forurensning og farer ved forskjellige gråvannskilde. Oversatt og gjengitt fra (USAPHC, 2011, ss. 3-4).	13
Tabell 5: Typiske verdier for svartvann.....	13
Tabell 6: Innhold i konsentrat (USAPHC, 2014b, ss. B-52).....	14
Tabell 7: Konsentrasjoner i tilbakespylingsvann (Pawel Wiercik, 2016, s. 153).....	15
Tabell 8: «Verdier som ulike indikatorparametere må ligge innenfor for at barrierevirkningen skal være tilstrekkelig ved koagulering og filtrering» (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 87).....	24
Tabell 9: Ulike behandlingsmetoder sin effektivitet mot ulike smittestoffer. Tabellen er gjengitt fra FHI (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 68).....	27
Tabell 10: Sammenhengen mellom log-reduksjon og prosentvis reduksjon. Tabellen er gjengitt fra FHI (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 69).....	27
Tabell 11: Relative klordoser nødvendig for å inaktivere forskjellige organismer. Tabellen er gjengitt fra FHI (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004c, s. 18).....	29
Tabell 12: Nødvendig stråledose oppgitt i mJ/cm ² for å inaktivere diverse smittestoffer. Tabellen er gjengitt fra FHI (s. 75).....	33
Tabell 13: Nødvendig nominell åpning for at filteret skal fungere som en hygienisk barriere med 99,99% fjerning for ulike smittestoffer. (Mattilsynet, 2019, s. 24).....	38
Tabell 14: Vannforbruk i det amerikanske basesettet.....	53
Tabell 15: Avløpsvann fra amerikanske basesettet.	53
Tabell 16: Vannforbruk NATO guide.	54
Tabell 17: Avløpsvann NATO guide.....	54
Tabell 18: Antatt kvalitet på gråvann i INTOPS.....	59
Tabell 19: Oversikt over hvilke stoffer gråvannet kan inneholde og hvilke metoder som kan benyttes for å redusere disse. Rensemetoder er hentet fra diverse kilder nevnt i teorikapittel under de forskjellige rensemetodene.	60
Tabell 20: Fire forskjellige alternativer for rensing av gråvann. Alternativene varierer i grad av sluttkvalitet på vannet og i rensemetoder.	67
Tabell 21: Beregnet mikrobiologisk innhold i konsentrat i INTOPS.....	71
Tabell 22: Sammenlikningsmatrise for de ulike alternativene. Alternativene er gitt en poengsum for hver av punktene. Poeng er fordelt slik at grønn gir to, gul gir ett og rødt gir null poeng. Alternativ 1 er alternativet som kommer best ut av de fire.....	76
Tabell 23: Forbruk av drivstoff ved bruk av generator.	79
Tabell 24: Literpris for vann ved produksjon med Forsvarets vannrenseanlegg.....	80
Tabell 25: Beregnet literpris for vann fra SWRS, årlig innsparing og inntjeningstid.....	81

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

I dag er det vannmangel i store deler av verden, viser en rapport fra Forente nasjoner (FN) (Koncagül, Tran, Connor, & Uhlenbrook, 2018, s. 3). Den viser en alvorlig vannmangel rundt store deler av landområdene ved ekvator, spesielt nord i Afrika, Midtøsten og sørøst i Asia. Mot 2050 vil vannmangelen, med noen få unntak, øke i deler av disse områdene gitt at de utvikler seg i takt med tidligere trender og paradigmer sosialt, økonomisk og teknologisk (s. 3).

Forsvaret bidrar i dag i flere internasjonale operasjoner (INTOPS) i slike land hvor det er vannmangel og hvor det forventes å øke, eksempelvis i Sør-Sudan, Afghanistan, Irak, Kuwait og Egypt (Forsvaret, 2019). Dette er land som består av store ørkenområder, som betyr at tilgangen på overflatevann er minimal og at regnforekomsten er lav, med under 250 mm/år (Hjermann, 2018). Ved å se på INTOPS fra 1990-2015 (Gustavsen, Lien, & Tollefsen, 2017, s. 15) ser man at det hele denne tiden har vært INTOPS i land med ørkenklima. Fra 1995 til 2015 ser at man en økende andel av INTOPS som foregår i land med ørkenklima.

For å få tilgang på større mengder vann i slike områder, må man ofte benytte grunnvannet. Ved etablering av en militærleir i ørkenklima vil man ofte måtte ta i bruk samme vannkilder som lokalsamfunnet benytter seg av, siden det ikke alltid finnes alternativer. Norske styrker brukte i leiren i Meymameh i snitt per dag 115 liter vann per person over en periode på 4-5 år (Forsvarsbygg, 2015, s. 94), som er langt mer enn den lokale befolkningen, som tilsvarende brukte 10-20 liter (s. 61). Dermed vil en leir på bare 200 mann forbruke like mye vann som mellom 1150 – 2400 afghanere. Dette viser at norske leire vil kunne ha en større påvirkningskraft på vannkilden, som så kan påvirke lokalsamfunnet i området som allerede har mangel på vann. Dette kan i verste tilfelle gi fatale konsekvenser for lokalsamfunnet eller redusere leirens operative evne.

I flere INTOPS kan målet med operasjonen være å stoppe eller hindre opprør, også kalt Counterinsurgency (COIN). I COIN benyttes «militære, paramilitære, økonomiske, psykologiske, sosiale og politiske aktiviteter for å overvinne et opprør» (Ravndal, 2009, s. 6). Et eksempel på en slik operasjon er i North Atlantic Treaty Organization (NATO) sitt bidrag til Afghanistan. Slike operasjoner handler om å forhindre opprør ved å løse kjernen i problemet som fører til opprør, og dermed sikre langvarig fred i landet (NATO, UÅ, s. 3). Dersom et

norsk styrkebidrag skulle påvirke befolkningen sin vannkilde, vil dette kunne føre til ytterligere misnøye i befolkningen, og virke mot operasjonens hensikt.

Forsvarets operative hovedkvarter (FOH) (FOH, 2011, s. 1) oppfordrer alt militært personell til å redusere bruk av naturressurser i INTOPS. For å spare vannkilden, kan man redusere vannforbruket. Forsvarsbygg (FB) nevner i «Etablering i INTOPS» (Forsvarsbygg, 2015, s. 95) tiltak som redusert tid til dusjing, trykklufts-vasking av kjøretøy, engangsbestikk, papptallerkener, vannbesparende toalett og pissoar. En annen metode for å spare vannkilden, som er benyttet tidligere i INTOPS i Tsjad (Hegg, personlig kommunikasjon, 2018), er gjenbruk ved rensing av gråvann. Denne metoden vil ikke redusere selve vannforbruket, men uttaket av vann fra vannkilden. Dermed vil man ikke trenge å gjøre endringer i forbruket for å spare vannkilden. Ved å tilføye en slik funksjon til basesettet, vil denne i tillegg til å kunne senke terskelen for å rense og gjenbruke gråvannet som produseres i en leir, samtidig redusere mengden kloakk som må avhendes (USAPHC, 2017, s. 1). Forsvaret har i dag et anlegg for rensing og gjenbruk av gråvann som ble benyttet i Tsjad. Dette anlegget hadde man av flere årsaker dårlig erfaring med, og er ikke et system man ønsker å gå videre med (Dønnum, personlig kommunikasjon, 2018).

Denne oppgaven vil dermed se nærmere på muligheten for å redusere uttak av vann fra lokale vannkilder ved rensing og gjenbruk av gråvann.

1.2 Problemstilling

FOH oppfordrer alt militært personell til å redusere bruk av naturressurser (FOH, 2011, s. 1).

Vår problemstilling er derfor:

I hvilken grad kan rensing og gjenbruk av gråvann redusere uttak fra vannkilder for internasjonale fase 2- leirer, hvordan kan et slikt renseanlegg se ut og hvilke økonomiske effekter kan en reduksjon i vannuttak gi?

- I innledningen er det nevnt hvilke fordeler gjenbruk av gråvann for INTOPS vil gi operasjonen og for lokalbefolkningen, og at FOH har oppfordret til å redusere forbruk av naturressurser. Oppgaven vil ikke gå videre inn på hvilke politiske eller etiske grunner for at man bør redusere vannuttak fra vannkilder.
- Sivilt finnes det flere metoder for rensing og gjenbruk av gråvann, blant annet å infiltrere gråvannet tilbake i grunnen, eller benytte rensed gråvann til vanning av landbruksområder og parker. Da dette er prosesser som tar lang tid før de får effekt og det ikke er behov for grøntareal i en fase 2 leir vil det ikke bli sett på løsninger av denne typen (USAPHC, 2014a, ss. 2-5).
- Siden muligheter og løsninger varierer med klimaet, velges det å se på områder der det er minst tilgang på vann, nemlig ørkenklima.
- Det finnes veldig mange forskjellige rensemetoder. Eksempelvis er bioreaktor ikke nevnt som rensemetode, selv om Forsvaret har benyttet et anlegg som hadde blant annet bioreaktor som metode til rensing av gråvann i Tsjad (Fagerås, personlig kommunikasjon, 2019). Dette anlegget har man hatt dårlig erfaring med og er ikke benyttet siden Tsjad (Fagerås, personlig kommunikasjon, 2019). Det har heller ikke vært mulig å få tak i tilstrekkelig dokumentasjon for å kunne si noe om et slikt anlegg. Denne oppgaven vil derfor begrense seg til de metodene som nevnes i oppgaven.
- For de ulike rensemetodene er det funnet ut hvilke stoffer de kan fjerne i ulike forsøk utført av andre forskere. Det vil ikke tas hensyn til hvilke pH-verdier og kjemikalier som kreves for fjerning av de ulike stoffene for hver rensemetode i denne oppgaven. Dermed må dette kontrolleres før en videre utvikling av et slik system iverksettes.
- Oppgaven vil forutsette at konsentrat fra Shower Water Reuse System (SWRS) kan brukes til spyling av toaletter.
- Av hensyn til tid tilgjengelig til oppgaven, er det kun sett på økonomiske effekter for en valgt løsning.

- Oppgaven ser ikke på hvordan pumpesystemer i et renseanlegg skal se ut, utover det at noen metoder krever høyere trykk enn andre, som øker strømforbruket.

2 Metode

Dette kapittelet vil redegjøre for hvordan studien gikk frem for å besvare problemstillingen. Først vil det redegjøres for valg av metode. Deretter vil det redegjøres for valg av data som er lagt til grunn i oppgaven. Avslutningsvis vil det redegjøres for metode- og kildekritikk som er identifisert i oppgaven og eventuelle tiltak som er tatt for å redusere forskjellige ulemper med metoden og kilder som er benyttet.

Opgaven har benyttet en kvalitativ litteraturstudie som metode. Med litteraturstudie menes det at man innhenter informasjon fra litteratur. Oppgaven har basert seg i hovedsak på litteratur, med unntaksvis noen ekspertuttalelser. Dette er gjort for å få med erfaringer fra militære operasjoner, som ikke er nedskrevet. En litteraturstudie kan brukes for både kvantitativ og kvalitativ metode. Siden gruppen hadde lite forkunnskaper om emne, ble en kvalitativ metode naturlig å benytte for å gi en mer helhetlig forståelse. Man tar her for seg mer åpne spørsmål enn ved en kvantitativ studie, som derfor gir mer detaljert og nyansert informasjon (Johannessen, Tufte, & Christoffersen, 2010, s. 32).

2.1 Valg av kilder

Det finnes i dag mye litteratur rundt emnet rensing av gråvann. Gruppen hadde ingen endelig problemstilling innledningsvis, annet enn at HVS ING hadde ytret et ønske om å se på en mulighet for å gjenbruke gråvann for fase 2 leir i INTOPS som kunne implementeres i basemateriellet. Det er benyttet litteratur og eksperter i denne oppgaven.

For å komme i gang med en så omfattende oppgave med så lite forkunnskaper om emne, så gruppen det som mest hensiktsmessig å komme i kontakt med fageksperter som kunne komme med faglig støtte og vise til hvilken litteratur som man burde lese seg opp på for å kunne svare best mulig på oppgaven. Dette ga gruppen gode innspill og ideer om hva de ønsket å svare på, og hva den endelige problemstillingen skulle være. Gruppen valgte derfor å ta kontakt med Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet (NMBU), da de har flere forskere og lærere innen studier som omfatter rensing av vann, gråvann og svartvann. Dette ga innspill til forskningsartikler og lærebøker som viste seg å komme til god nytte. Gruppen har i tillegg funnet en god del litteratur på egenhånd.

For at et gråvannrensaneanlegget skal kunne fungere optimalt i Forsvaret, ble det ansett som viktig at man tok hensyn til at systemet skal fungere under militære INTOPS. Derfor ble Forsvaret og andre utenlandske militære styrker en viktig kilde til informasjon. Dette ga gruppen god innsikt i flere av faktorene som man burde ta hensyn til dersom man skal implementere et renseanlegg for gråvann i eksisterende basemateriell og leirkonsept.

I Forsvaret i dag benyttes det ikke noen metode for rensing og gjenbruk av gråvann, men man har et renseanlegg som kan rense det meste av råvannskvaliteter, også saltvann, til drikkevannskvalitet. Dette anlegget driftes av vanngruppen ved Forsvarets kompetansesenter for logistikk (FKL) log-skolen. Gruppen tok derfor kontakt med disse. Det viste seg at de også har erfaring fra tidligere INTOPS med rensing av gråvann. Vanngruppen ga gruppen innblikk i hvordan nåværende vannrensesystem fungerer og hvilke faktorer som man bør tenke på dersom man skal anskaffe et anlegg for rensing og gjenbruk av gråvann. En som tidligere jobbet her, er Øivind Hegg, som ble vår eksterneveileder. Av han fikk gruppen også flere tips til litteratur, slik som Folkehelseinstituttet, som har mye litteratur blant annet om rensemetoder og vannkvalitet.

For å forstå mer om leiretablering, valgte gruppen å kontakte Forsvarets materielladministrasjon (FMA) for å få innsyn i hva slags materiell som blir benyttet i fase 2-

leire, og ingeniørbataljonen gjennom HVS ING da de er ansvarlige for etablering av fase 2-leire.

FB har i dag ansvar for etableringen av fase 3- leire. De ble derfor kontaktet for å høre hvilke erfaringer de har hatt innen rensing av gråvann og hvilke erfaringstall de har på vann og avløp i leire i INTOPS.

Det ble også sett en del på utenlandske militære styrker, og spesielt US. Army Public Health Center (USAPHC) har blitt benyttet da de har skrevet flere publikasjoner om rensing og gjenbruk av vann. Her ble det funnet mange erfaringstall på vannkvalitet og mengder, som ble benyttet i oppgaven.

2.2 Analyse

Store mengder data ble innhentet, behandlet og satt i system. Videre ble det gjort en vurdering på hvilken informasjon som ble ansett som relevant for oppgaven.

Informasjonen har blitt delt opp slik gruppen har sett hensiktsmessig. Gruppen har innledningsvis sett på vannkvalitet, herunder forskjellige kategorier og egenskaper, hva kravene er og hva dette vil si. Her er kvaliteter og mengder for gråvann samlet. Deretter har gruppen sett på et utvalg rensemetoder. Her er det sett på hva de innebærer, hvilke stoffer i gråvannet de påvirker og deres forskjellige fordeler og ulemper. Gruppen har så sett på oppbygningen av fase 2- leire og basemateriell som produserer gråvann. Ved å se på basemateriellet har gruppen kunne vurdert eventuelle utfordringer rundt et renseanlegg for gråvann. Deretter er det sett på hvordan eksisterende renseanlegg er utformet og hvordan det anbefales å utforme et renseanlegg. Rensemetodene ble vurdert med hensyn på kvalitet på gråvannet og krav til vannkvalitet for gjenbruk for å finne de nødvendige metodene. Disse rensemetodene ble satt sammen til 4 konseptuelt forskjellige alternative løsninger. De alternative løsningene ble vurdert i en faktormatrise hvor det er lagt til faktorer som er viktige med hensyn på bruk i INTOPS. Slik har gruppen kommet fram til den mest optimale løsningen på bakgrunn av informasjonen som er blitt benyttet.

2.3 Metode- og kildekritikk

Ved å benytte seg av mange forskjellige eksperter, har gruppen klart å samle viktig litteratur innen fagfeltene det skrives om. Det er likevel et så bredt tema, at man ikke har rukket å se over all litteratur som er funnet, og derfor kan gruppen gått glipp av informasjon som kan ha vært relevant for problemstillingen.

Oppgaven vurderer ikke alle rensemetoder som finnes. Dermed kan det være andre rensemetoder som er gode løsninger som ikke er omtalt i denne oppgaven.

Tallverdier er hentet fra erfaringstall fra tidligere leirer for norske og utenlandske styrker, og er veldig generelle. Det kan også ventes at tall kan avvike fra leir til leir avhengig av hvor i verden man er og hvilke styrker som bor der. Tall om vannforbruk er basert på gjennomsnittet over en lengre periode, og kan derfor variere stort fra dag til dag. Dermed vil det kunne være behov for å ha en daglig større kapasitet enn hva erfaringstallene tilsier.

En ulempe med bruk av eksperter er at man kan bli påvirket av andres subjektive meninger og fortolkninger, ved at de f. eks henviser til litteratur som omfatter rensemetoder de favoriserer eller har god kunnskap om. Oppgaven kan derfor ikke regnes som fullstendig objektiv. Likevel har gruppen vært klar over dette, og stilt et kritisk blikk til ekspertenes uttalelser. Ofte har gruppen hatt eller funnet litteratur som har støttet ekspertuttalelser. På denne måten har man klart å redusere oppgavens subjektivitet.

Vanngruppen fra FKL log-skolen var tiltenkt å representere brukers perspektiv, men det er ikke klart for Forsvaret hvem som skal ha ansvaret for et gråvannsrenseanlegg, da det ikke eksisterer i Forsvaret i dag. Likevel er de det nærmeste man kommer det som Forsvaret i dag har av kapasiteter, siden de jobber med vannrenseanlegg, som på mange måter er det samme som et gråvannsrenseanlegg. De har også driftet et gråvannsrenseanlegg tidligere i leiren i Tsjad. Derfor vil vanngruppen ha flest erfaringer rundt gråvannsrensing, og derfor ble deres erfaringer vektlagt.

Litteraturen som er benyttet i oppgaven består av artikler som er gratis eller kan bestilles via biblioteket. Det har dermed blitt funnet noen artikler som har virket relevant for oppgaven, men som ikke er blitt benyttet grunnet mangel på tilgang eller lang leveringstid. Dermed kan gruppen ha gått glipp av relevant informasjon.

3 Teori

3.1 Vannkvalitet

Vann er ikke bare vann, innholdet varierer avhengig av hvor vannet hentes fra og hvordan det er behandlet. Vann kan blant annet inneholde bakterier, kjemiske stoffer, grunnstoffer og salter, som igjen kan være med å påvirke egenskaper ved vannet som smak, lukt, farge, surhet m.fl. Grenseverdien for hva vannet kan inneholde varierer, og er avhengige av hva vannet skal benyttes til.

3.1.1 Kategorier av vann

I INTOPS brukes gjerne vann av drikkevannskvalitet til å fylle de fleste funksjoner og behov, selv der det ikke er behov for vann av drikkevannskvalitet. Et alternativ til dette er vann som lages og tilpasses til et behov. Et slikt konsept kalles på engelsk «fit for purpose», og kan på norsk oversettes til noe slikt som «tilpasset formålet» (USAPHC, 2017, s. 5). Fordelen ved dette er at vannet ikke må renses til en like høy kvalitet og man kan benytte andre vannkilder enn tradisjonelt.

3.1.1.1 Drikkevann

Drikkevann er vann som tilfredsstiller kravene til drikke og matlaging. Det inneholder ikke noen skadelige kjemiske, biologiske, radiologiske eller andre stoffer i så høye konsentrasjoner at det er skadelig eller kan føre til sykdom (NATO STANAG, 2019). I Norge er det drikkevannsforskriften som stiller kravene til hva som gjelder av parameter for godkjent drikkevann, mens det i NATO er STANAG AMedP-4.9 som stiller kravene. For norske soldater vil det være den strengeste av disse som blir gjeldene for vann som skal oppfylle drikkevannskvalitet. STANAG AMedP-4.9 deler i tillegg opp drikkevannskvalitet i tre, «minimumskvalitet for nødtilfeller» inntil 7 dager, «korttidskvalitet» inntil 30 dager og «langtidskvalitet» utover 30 dager. For denne oppgaven er ikke kravene til minimumskvalitet for nødtilfeller tatt med videre. Kravene som stilles til drikkevann er oppsummert i vedlegg A.

3.1.1.2 Hygienisk vann

Hygienisk vann er vann som er tilpasset personlig hygiene som dusj og servant, inkludert tannpuss (NATO STANAG, 2019, s. 4). Til vanlig benyttes drikkevann til dette formålet, men da inntaket av vann til hygienisk bruk er mindre enn det daglige inntaket av drikkevann (100 mL mot 5 L (NATO STANAG, 2019, s. 13)), kan det være mulig å benytte vann av en lavere kvalitet. STANAG AMedP-4.9 beskriver at desinfisert grunnvann eller vann behandlet ved omvendt osmose og som møter kravene til korttidskvalitet kan benyttes som hygienisk vann (NATO STANAG, 2019, s. 14). En annen tilnærming som kan vurderes benyttet er den norske forskriften for badeanlegg, bassengbad og badstue mv. som beskriver kravene som gjelder for vann benyttet i bassengbad, se tabell 1 og 2.

Tabell 1: Krav til vann benyttet i bassengbad etter forskrift for badeanlegg, bassengbad og badstue m.v.

Parameter	Enhet	Laveste tillatte verdi	Høyeste tillatte verdi
1. Fargetall	mg/l Pt		5
2. Turbiditet	FTU		0,5
3. Surhetsgrad	pH-verdi	7,2	7,6
4. Kimtallsbakterier ved 37 °C	pr. ml		10
5. Pseudomonas aeruginosa	pr. 100 ml		0
6. KOF _{Mn}	mg/l O		4

Tabell 2: Krav til fritt og bundet klor i bassengbad etter forskrift for badeanlegg, bassengbad og badstue m.v.

Vanntemperatur	Vannets laveste innhold av fritt klor*	Sum av fritt og bundet klor, maksimalverdi**
≤27°C	0,4 mg/l	3 mg/l
27-29°C	0,5 mg/l	3 mg/l
29-33°C	0,7 mg/l	4 mg/l
33-37°C	0,9 mg/l	4 mg/l
>37°C	1,0 mg/l	4 mg/l

*Måles ved utløpet av bassenget før filtrering og før tilsats av nytt desinfeksjonsmiddel.

**Innholdet av bundne klorforbindelser må aldri overstige 50% av den målte verdien av fritt klor. Verdien av bundet klor bør være så lav som mulig og må ikke overstige 0,5 mg Cl/l.

3.1.1.3 Gråvann

Gråvann er avløpsvann som ikke inneholder menneskelig avføring (USAPHC, 2014b, ss. B-6). Dette kan eksempelvis være fra dusj, klesvask, servant og vask av kjøretøy. Vann fra kjøkken er i de fleste definisjoner tatt med i gråvann, mens det i andre definisjoner er lagt under svartvann, da det kan inneholde store mengder organisk materiale (USAPHC, 2014b, ss. B-6 - B-7). For denne oppgaven er det valgt å ta med vann fra kjøkken under gråvann, da det ikke inneholder en stor mengde patogene organismer, slik som svartvann. Typiske parametere for gråvann er vist i tabell 3 og mulige forurensninger og farer i tabell 4.

Tabell 3: Typiske verdier for gråvann.

	Enhet	Gråvann					
		Springvann	Dusj	Servant	Kjøkken	Klesvask	Kombinert
Mikrobiologisk							
Koliforme bakterier	CFU/100 ml	1.72-1.87 ¹	3.95-6.28 ¹	2.94-6.95 ¹	3.38-5.11 ¹	3.04-5.6 ¹	6.99-7.71 ¹
Enterokokker	CFU/100 ml		1.9-3.4 ²	1.0-5.4 ²	7.7 ²	1.5-6.1 ²	2.4-4.6 ²
E. coli	CFU/100 ml	0.85-1.15 ¹	2.98-3.06 ¹	2.81-2.95 ¹	ND ¹	ND ¹	3.54-6.3 ¹
C. perfringens	CFU/100 ml						4.6 ³
P. aeruginosa	CFU/100 ml						3.3*10 ³
Fysisk							
Ledningsevne	µS/cm	0.3 ¹	147 ¹	199.3 ¹	432.1 ¹	641.6 ¹	359.7 ¹
pH	-	7.1 ¹	7.4 ¹	7.2 ¹	6.9 ¹	9.1 ¹	7.7 ¹
Turbiditet	NTU	ND ¹	122.67 ¹	84.3 ¹	347.2 ¹	108.6 ¹	167.9 ¹
Hardhet	dH°	5.446 ¹	2.7566 ¹	2.6445 ¹	20.047 ¹	40.397 ¹	16.674 ¹
Kjemisk							
Arsen	µg/L						0.2-13 ²
Bor	mg/L	ND ¹	0.17 ¹	ND ¹	ND ¹	0.23 ¹	0.1 ¹
Kadmium	µg/L	<6 ¹	<1 ¹	ND ¹	ND ¹	<2 ¹	<1 ¹
Klorid	mg/L	18.3 ¹	11.5 ¹	11.7 ¹	63.5 ¹	37.3 ¹	31.4 ¹
Krom	µg/L	<8 ¹	ND ¹	ND ¹	390 ¹	4 ¹	100 ¹
Kobber	mg/L	0.02 ¹	0.04 ¹	<0.005 ¹	0.02 ¹	0.1 ¹	0.04 ¹
Fluorid	mg/L						0.49-1.6 ²
Jern	mg/L	0.04 ¹	0.15 ¹	0.17 ¹	0.89 ¹	1.34 ¹	0.65 ¹
Bly	µg/L	20 ¹	ND ¹	ND ¹	40 ¹	<3 ¹	12 ¹
Magnesium	mg/L	ND ¹	1.6 ¹	1.8 ¹	2.9 ¹	2.1 ¹	2.1 ¹
Mangan	mg/L	0.16 ¹	ND ¹	ND ¹	0.03 ¹	0.06 ¹	0.02 ¹
Kvikksølv	µg/L						0.02 ²
Nikkel	µg/L						11 ²
Selen	µg/L						0.2 ²
Sulfat	mg/L						35 ²
Nitrat	mg/L	ND ¹	0.11 ¹	0.06 ¹	1.2 ¹	0.3 ¹	0.4 ¹
Nitritt	mg/L	ND ¹	ND ¹	ND ¹	1.6 ¹	0.2 ¹	0.46 ¹

[1] (Golda a. Edwin, 2014)

[2] (USAPHC, 2014b)

[3] (Yael Gilboa, 2008)

Tabell 4: Mulig forurensning og farer ved forskjellige gråvannskilde. Oversatt og gjengitt fra (USAPHC, 2011, ss. 3-4).

Mulig forurensning		Mulige farer
Dusj, servant og bad	<ul style="list-style-type: none"> - Fekal forurensning og urin - Kjemikalier fra såper, sjampoer, hårfarge, munnskyll, tannkrem og vaskeprodukter - Hår, lo, hudceller, fett og skitt - Blod og annet sårmateriale - Sporstoffer av medikamenter 	<ul style="list-style-type: none"> - Fekal forurensning er den største faren tilknyttet gråvann for mennesker - Urin er generelt sterilt, med mindre personen har en alvorlig urinveisinfeksjon - Gråvann fra baderom er generelt godt fortynnet, noe som reduserer den umiddelbare effekten av kjemikalier i såper og sjampoer
Klesvask	<ul style="list-style-type: none"> - Klesvaskemidler <ul style="list-style-type: none"> • Inneholder ammoniakk og former for nitrogen, fosfor og bor • Høyt innhold av salter • Kan ha høy ledningsevne • Kan forhøye pH - Blekemidler og desinfeksjonsmidler kan forekomme i vaskevann 	<ul style="list-style-type: none"> - Fekal forurensning (og assosierte bakterier og virus) kan finnes i vaskevann ved vask av skitne klær - Skyllevannet fra vaskemaskiner inneholder oppløst såpe og skitt - Vaskemidler, blekemidler og desinfeksjonsmidler er en signifikant fare for planter og jordsmonn, mens enkelte kan være fordelaktige.
Kjøkken	<ul style="list-style-type: none"> - Kan være tungt forurenset av matpartikler, matoljer, fett, vaskemidler og kaustiske oppvaskmidler 	<ul style="list-style-type: none"> - Gråvann fra kjøkken er vanskelig å gjenbruke <ul style="list-style-type: none"> • Høy konsentrasjon av forurensning • Fett er ikke lett nedbrytelig av jordorganismer

3.1.1.4 Svartvann

Svartvann er avløpsvann fra toaletter som inneholder menneskelig avføring (USAPHC, 2014b, ss. B-11). Dette er vann med et høyt innhold av næringsstoffer og mikroorganismer, som gir gode vekstvilkår for patogene organismer (USAPHC, 2014b, ss. B-10 - B-11). Typiske parametere er vist i tabell 5.

Tabell 5: Typiske verdier for svartvann.

	Enhet	Svartvann
Mikrobiologisk		
Koliforme bakterier	CFU/100 ml	$1.3 \cdot 10^8$ ¹
Enterokokker	CFU/100 ml	$3.1 \cdot 10^7$ ¹
Escherichia coli (E. coli)	CFU/100 ml	$9.1 \cdot 10^7$ ¹

[1] (USAPHC, 2014b)

3.1.1.5 Konsentrat

Ved bruk av membranfiltrering vil noe av vannet ikke passere membranen, dette vannet kalles for konsentrat. Generelt vil konsentratet ha et lavere innhold av organisk materiale grunnet forfiltrering. Det vil også ha et høyere innhold av oppløst materiale, salter og metaller grunnet prosessen i omvendt osmose hvor dette blir igjen i konsentratet (USAPHC, 2011, s. 3). Nedenfor er noen parametere for konsentrat fra en feltstudie ved en amerikansk leir i Irak. Denne tar utgangspunkt i rens av råvann (grunnvann eller overflatevann) til drikkevannskvalitet. Den opprinnelige kvaliteten på vannet er ikke oppgitt, men konsentratet var av bedre kvalitet enn råvannet med tanke på mikrobiologisk og fysiske parametere (USAPHC, 2014b, ss. B-51).

Tabell 6: Innhold i konsentrat (USAPHC, 2014b, ss. B-52).

	Enhet	Konsentrat
<u>Mikrobiologisk</u>	-	
Klor (Fritt tilgjengelig)	mg/L	0.68
<u>Fysisk</u>		
Farge	CU	10
Ledningsevne	µS/cm	2182000
pH	-	7.6
Turbiditet	NTU	22
Hardhet	dH°	31
<u>Kjemisk (uorganisk)</u>		
Arsen	µg/L	2
Bor (grunnstoff)	mg/L	0.52
Klorid	mg/L	276
Kobber	mg/L	0.026
Fluorid	mg/L	0.21
Jern	mg/L	0.82
Bly	µg/L	4
Magnesium	mg/L	64.4
Mangan	mg/L	0.11
Fosfat	mg/L	0.302
Sulfat	mg/L	579
Nitrat	mg/L	1.44

3.1.1.6 Tilbakespylingsvann

Tilbakespylingsvann er vannet man får dersom man renser forskjellige filtre ved hjelp av tilbakespyling. Når filteret begynner å tettes, vil man føre vann med trykk fra ren mot skitten side av filteret i den hensikt å løsne partikler og stoffer. Dette vannet vil dermed inneholde de større partiklene og stoffene som ikke går igjennom filteret. Tabell 7 viser tall fra et forsøk i Polen. Dette anlegget renser grunnvann til drikkevann, og verdiene er fra tilbakespyling etter et døgn drift (Pawel Wiercik, 2016, s. 152). Konsentrasjonene i grunnvannet, før rensing var inntil 1,2 mg/L jern og 0,3 mg/L mangan (Pawel Wiercik, 2016, s. 151). Sammenligner man tallene fra tabell 7 med verdiene for konsentrat, er det tydelig at tilbakespylingsvann er mer konsentrert og urent enn konsentrat.

Tabell 7: Konsentrasjoner i tilbakespylingsvann (Pawel Wiercik, 2016, s. 153).

Tidspunkt i tilbakespylingsprosessen	Filter 3			Filter 4		
	Jern (mg/L)	Mangan (mg/L)	Turbiditet (NTU)	Jern (mg/L)	Mangan (mg/L)	Turbiditet (NTU)
2 minutter	7.12	0.25	40	96.67	0.4	52
6 minutter	54.8	0.37	275	110.4	0.49	412
10 minutter	192.61	0.92	988	159.68	0.96	950
14 minutter	59.21	0.76	318	50.46	0.69	285
18 minutter	20.92	0.36	148	20.23	0.26	123

I denne oppgaven vil det henvises til «tilbakespylingsvann ol.». Det er fordi at man også her medregner avfallsvann fra koagulering, sedimentering, flotasjon og ionebytte. Avfallsvann inneholder kjemikalier, salter og større partikler, som det ikke anses som hensiktsmessig å gjenbruke.

3.1.2 Egenskaper ved vann

3.1.2.1 Lukt og smak

Lukt og smak er parametere som er særlig viktige for drikkevann, da vannet både må smake godt og lukte godt slik at soldater får i seg tilstrekkelige mengder vann gjennom en dag og ikke blir dårlige av dehydrering (NATO STANAG, 2019). Lukt og smak på vannet kan også være en indikasjon på innhold av mikroorganismer, mineraloljer eller andre urenheter. Unødig høye mengder klor kan føre til det samme (NATO STANAG, 2019).

Både den norske drikkevannsforskriften og NATO STANAG AMedP-4.9 setter kravene for lukt og smak til «akseptable».

3.1.2.2 Farge og turbiditet

Farge og turbiditet er to av parameterne som er enklest for en forbruker å legge merke til. Farge er et mål for innholdet av naturlig organiske stoffer (NOS), ofte humus, og måles i fargetall (CU) (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 111). Turbiditeten er et mål på hvor uklart vannet er, særlig med tanke på finpartikulært materiale, og måles ofte i FNU eller NTU (hvor 1 FNU er tilnærmet det samme som 1 NTU) (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 112). Både farge og turbiditet er en indikator på hvor rent vannet er, og høye verdier kan påvirke både lukt og smak på vannet, i tillegg til at det kan føre til problemer ved desinfeksjonen av vannet, da partikler eller annet innhold i vannet kan skjerme bakterier eller virus for effekten av desinfeksjon (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, ss. 111-112).

Grenseverdiene for farge er av NATO STANAG AMedP-4.9 satt til 15 CU, mens det i den norske drikkevannsforskriften er satt til «akseptabel», for turbiditet er grenseverdien i NATO satt til 1 NTU, mens i den norske drikkevannsforskriften er den satt til «akseptabel».

3.1.2.3 Ledningsevne

Ledningsevne eller konduktivitet er et mål på vannets totale innhold av salter, og betydningen av dette er avhengig av hvilke stoffer vannet inneholder (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 127). Ved vannbehandling med omvendt osmose er ledningsevnen en viktig parameter som måles fortløpende for å kunne si ifra om det går hull på membranen (NATO STANAG, 2019). For vann som renses på annen måte er det plutselige endringer i ledningsevnen som er viktigst, og som må undersøkes (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 117).

Ledningsevne måles i mikrosiemens ($\mu\text{S}/\text{cm}$), og STANAG AMedP-4.9 setter en grenseverdi på 1500. Den norske drikkevannsforskriften har ingen egen grense for ledningsevnen, men har separate grenser for forskjellige stoffer som påvirker ledningsevnen.

3.1.2.4 pH

Surheten av drikkevannet har alene ingen helsemessige effekter, men korrosjon på materiell og ledninger kan føre til at metaller og forurensninger kommer med i vannet, og dette kan gi helsemessige problemer (NATO STANAG, 2019). Korrosjon kan inntreffe ved surt vann (vann med pH lavere enn 7) (NATO STANAG, 2019). I tillegg kan vann med høy pH-verdi virke tærende på rør og armatur og kan føre til utløsning av tungmetaller (Nasjonalt

Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 134). Klorering av vann med høy pH (over 8) er også mindre effektivt enn klorering av surt/nøytralt vann (NATO STANAG, 2019). Utover dette har også pH noe å si for valg av fellingsmiddel, og effekten av dette (Hegg, personlig kommunikasjon, 2019).

Både drikkevannsforskriften og NATO STANAG AMedP-4.9 har satt grenseverdien for pH på 6.5-9.5, mens det for korttidskvalitet er 5-9.5 som gjelder i NATO STANAG AMedP-4.9.

3.1.2.5 Hardhet

Hardheten på vannet skyldes hovedsakelig innhold av kalsium eller magnesium, og i vannkilder er det særlig grunnvann som kan ha høy hardhet. Hardt vann kan gi bruksmessige utfordringer ved at det ved oppvarming avsetter kalsium i form av kjelstein på varmeelementer eller oppvarmingsflater (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 8). Dette kan i tur føre til en lavere effekt på varmeelementet eller overoppheting. I tillegg vil man ved bruk av såpe kunne oppleve at den ikke skummer eller skummer dårlig, med mindre man benytter spesialsåpe (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 8). Hardt vann kan også ha helsemessige effekter, og kan redusere faren for hjerte-/karsykdommer (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 149). Hardhet har også en sammenheng med vannets bufferevne, og jo hardere vannet er jo mer syre trengs for å minske pH (Hegg, personlig kommunikasjon, 2019).

Hardhet måles i tyske hardhetsgrader (dH°), og av bruksmessige grunner er området vannet bør ligge innenfor 2,1-3,5 dH° (Furuberg, 2019).

3.1.2.6 Mikrobiologisk innhold

I drikkevannskilder og drikkevannsledninger finnes det organiske stoffer, og dette kan gi vekstvilkår for bakterier, virus, sopp, sporer og flere typer smådyr. Noen av disse er sykdomsfremkallende eller skiller ut giftstoffer som kan gi dårlig lukt eller smak, og være sykdoms-/allergifremkallende (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 11). Det finnes veldig mange forskjellige typer mikrobiologiske organismer som kan leve i vannet, og å skulle påvise eller ekskludere alle disse ville vært tilnærmet umulig. Det er derfor valgt ut enkelte indikatorbakterier som kan tilsi at det finnes andre helseskadelige bakterier og organismer (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 114). Disse indikatorbakteriene er koliforme bakterier,

E. coli, intestinale enterokokker og *Clostridium perfringens*. Felles for disse er at grenseverdien er satt til at de ikke skal påvises i drikkevannet (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 114).

Koliforme bakterier inkluderer en rekke tarmbakterier, blant annet **E. coli** og forekommer i friske menneskers avføring (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 51). Disse bakteriene benyttes fordi de har tilnærmet samme overlevelsessevne som salmonella- og shigellabakterier, og kan være en indikasjon på at vannet er tilført fersk avføring.

Intestinale enterokokker er en annen type tarmbakterier som hos mennesker finnes i mindre grad enn *E. coli*, mens det motsatte kan være tilfelle for husdyr (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 52). Hovedgrunnen til at disse bakteriene er tatt med som indikatorbakterie er at de overlever lenger i vann enn de koliforme bakteriene, og særlig i saltvann. Derfor er de en bedre indikator på virus og tarmparasitter enn de koliforme bakteriene (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 114).

Clostridium perfringens er en anaerob bakterie som finnes i avføringen til mennesker og dyr, men i mindre grad enn de koliforme bakteriene eller intestinale enterokokker (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 53). Bakterien er tatt med som en indikatorbakterie da den har evnen til å danne sporer når vekstvilkårene blir dårlige, og disse sporene har meget god overlevelsessevne (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 53). Denne overlevelsessevnen og dens resistent mot desinfeksjonsmidler gjør at den er en god indikator for virus og tarmparasittcyster med lang levetid (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 114).

Pseudomonas aeruginosa er en bakterie som lever i jord, ferskvann og sjøvann og er aktiv i nedbrytningen av organisk stoff (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 84). Bakterien kan ved inhalasjon av aerosoler eller kontakt med infisert vann gi magebesvær, luftveisinfeksjoner, betennelse, såre øyne, ører og urinveier (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 84). Den er tatt med som eneste indikatorbakterie i forskriften for badeanlegg, bassengbad og badstue mv. fordi den er relativt enkel å identifisere, regnes som robust mot klorering, vokser raskt i vann mellom 20 og 42°C og kan gi betennelse og sår i slimhinner m.fl. (Norsk Institutt for vannforskning, 2001, s. 23).

I tillegg til indikatorbakteriene benyttes kimtall for å overvåke vannkvaliteten. Hovedårsaken til dette er at en økning i kimtallet kan være en indikasjon på mikrobiologisk vekst, som kan føre til begroing eller være en indikasjon på at koliforme bakterier er tilsted (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 115). Kimtallet er også en god indikator på effekten av desinfeksjonen (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 115).

Cyanobakterier og alger kan føre til flere problemer, som dannelse av biofilm i ledningsnett, som igjen kan gi gunstige vekstvilkår for andre mikroorganismer, og også produksjon av cyanotoksiner, som er giftige (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 31). Disse toksinene kan føre til kortvarige plager som diaré, sår hals og blemmer, til mer alvorlige forgiftninger, oftest som følge av bading (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 31). Høyt innhold av organisk materiale i vannet er en av forutsetningene for å få oppblomstring av alger eller cyanobakterier (Norsk Institutt for vannforskning, 2001, s. 12).

3.1.2.7 Kjemiske stoffer

Avhengig av vannkilden kan vannet også inneholde forskjellige metaller, tungmetaller og kjemiske stoffer. Grenseverdier for disse fastsettes på bakgrunn av inntak over lang tid, og ikke av akutt forgiftning, dette fordi flere av stoffene kan akkumuleres i kroppen over tid (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 27). Tungmetaller og metaller kan komme fra tæring og korrosjon fra ledningsnett, dette gjelder særlig bly, jern og kobber (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, ss. 120-128). Grenseverdiene er oppsummert i vedlegg A.

3.1.2.8 Nitrat og nitritt

Nitrat og nitritt er skadelig i store mengder, og hindrer kroppen i å ta opp oksygen (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 132), og dette er også næringsstoffer for bakterier og planter og kan gi gode vekstvilkår (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 34). I tillegg til dette er også nitrat- og nitritforbindelser en indikasjon på fekal forurensning, og endringer i nivået kan tyde på at vannkilden er blitt forurenset (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004a, s. 35).

3.2 Rensemetoder

3.2.1 Generelt om vannrensemetoder

Vann som hentes fra de fleste kilder er aldri helt rent. Det inneholder ofte forskjellige partikler, herunder naturlige organiske stoffer (NOS), uorganiske stoffer og smittestoffer. NOS er materiale som inneholder karbon (Persvold, 2018), og kommer ofte fra levende organismer. Uorganiske stoffer er alle grunnstoffer utenom karbon og deres forbindelser (Pedersen, Store norske leksikon, 2019). Smittestoffer i vann er virus, bakterier, bakteriesporer og parasitter (Folkehelseinstituttet, 2016).

For å kunne si noe om hvordan gråvann skal kunne benyttes, er det viktig å se nærmere på hvilke rensemetoder som er vanlige i dag og hvordan de påvirker vannets kvalitet. I denne oppgaven skiller det mellom **fysiske, biologiske og kjemiske** metoder. Delkapittel 3.2 er oppsummert i vedlegg B med fordeler og ulemper for de forskjellige rensemetodene.

3.2.2 Kjemiske rensemetoder

Kjemiske rensemetoder reduserer stoffer i vannet ved å tilsette kjemikalier eller ved hjelp av kjemiske reaksjoner. Kjemiske rensemetoder omtalt i denne oppgaven vil være adsorpsjon, ionebytte, koagulering, pH-justering, oksidasjon, lufting og desinfeksjon. Desinfeksjon er rensemetoder som inaktiverer smittestoffer i vannet. Smittestoffene vil ikke bli fjernet fra vannet med slike metoder, men påføres skader som gjør at de ikke lenger er helseskadelige. Desinfeksjon som gjør at vannet ikke utgjør en helserisiko å drikke, gir det som kalles «en hygienisk barriere» (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 10). For drikkevann stilles kravet om «tilstrekkelig antall barrierer» (Helse og omsorgsdepartementet, 2017) da ikke alle rensemetoder kvitter seg med alle smittestoffer eller kjemikalier. Man kan ha en ekstra hygienisk barriere som redundans, da enkelte rensemetoder kan slippe igjennom smittestoffer dersom feil oppstår. Man må uansett kunne måle vannkvaliteten, slik at man kan identifisere endringer i vannkvaliteten. Desinfeksjonsmetoder som vil nevnes i denne oppgaven er klor, UV-stråling og ozon.

3.2.2.1 Adsorpsjon

Absorpsjon vil si at man tilsetter et stoff i vannet (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 93), og aktivert karbon er en av de vanligste (s. 93). Karbonet gjør at stoffer festes til overflaten i porer i karbonet og holdes tilbake (s. 93). Figur 1 viser hvordan et adsorpsjonsfilter kan se ut. Det brukes ofte for å fjerne lukt- og smaksstoffer og uønsket klor, men fanger også opp NOS om dette finnes i vannet. Derfor bør det inneholde minst mulig NOS for at adsorpsjon skal få ønsket effekt (s. 93). Når det gjelder hvilke stoffer som kan fjernes i et adsorpsjonsfilter, så avhenger effekten av hvilke adsorpsjonsmiddel som benyttes og pH i vannet. Adsorpsjon kan brukes blant annet til å fjerne eller redusere mengden av følgende stoffer:

- Arsen (As) (International Water Assosiation, UÅ)
- Fluor (F) (International Water Assosiation, UÅ)
- Kadmium (Cd) (Al-Rashdi, Somerfield, & Hilal, 2011, s. 1)
- Kobber (Cu) (s. 1)
- Klor (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 93)
- Lukt- og smaksstoffer (s. 93)
- Mangan (Mn) (Al-Rashdi, Somerfield, & Hilal, 2011, s. 1)
- Nikkel (Ni) (World Health Organization, 2005)
- NOS (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 93)
- Nitrat (Khan, et al., 2011, ss. 16-17)
- Selen (Se) (Bleiman & Mishael, 2010)



Figur 1: Snitt av adsorpsjonsfilter med aktivert karbon (Conley, 2019).

3.2.2.2 Ionebytte

Ionebytte er en rensemetode som i hovedsak reduserer det minste av NOS, kalsium og magnesium (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 63) og arsen (International Water Assosiation, UÅ). Ved ionebytte tilsetter man et positivt ladet stoff som fester seg til andre stoffer i vannet, grunnet sin negative ladning, gitt en pH-verdi rundt 7 (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004c, s. 149). De reagerte stoffene har dermed økt i størrelse, og kan da fjernes enklere fra vannet. Ionebytte er effektivt ved at det reduserer oppløst organisk stoff, som er små partikler som igjen er mat for små organismer. Dette hemmer biologisk vekst i ledningsnett, og gir mindre lukt og smak på vannet (ss. D.150-151). Ionebytte brukes også til å redusere vannets hardhet ved at kalsium og magnesium i vannet fjernes (Metcalf & Eddy Inc., Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003, s. 1181). Dersom vannet inneholder store mengder NOS kan det føre til tetting av filter og gi høyt trykkfall (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 90). Ionebytterprosessen er også svært følsom for vannkvaliteten (2016, s. 91). Derfor bør vannet først passere gjennom et mikrofilter (MF), vanligvis med åpning på omkring 50 mikrometer (μm) (s. 90). Avfallsvannet inneholder konsentrert hummusvann, koksalt og lut som må behandles (s. 91). Man mister dermed en liten vannmengde, og det må derfor regnes med et tap i vannmengde på ca. 5% (Hegg, personlig kommunikasjon, 2019). Det er viktig å påpeke at her vil andre stoffer i vannet og pH-verdien ha en innvirkning på effekten av fjerning av disse stoffene. Metoden fungerer best dersom fargetall er under 30 mg platina (Pt) /L, som tilsvarer 30 CU (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 90).

Ionebytte kan brukes blant annet til å fjerne eller redusere mengden av følgende stoffer:

- Arsen (As) (International Water Assosiation, UÅ)
- Bor (B) (Bektaş & Öztürk, 2004)
- Kalsium (Ca), som reduserer hardhet (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 63)
- Krom (Cr) (Kononova, Bryuzgina, Apchitaeva, & Kononov, 2015, s. 7)
- Mangan (Ma) (s. 7)
- Magnesium (Mg), som reduserer hardhet (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 63)
- Nitrat (Kapoor & Viraraghavan, 1997, ss. 371-372)
- Nitritt (Mendow, Grosso, Sánchez, & Querini, 2017)
- NOS (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 63)

3.2.2.3 Koagulering

Koagulering fungerer ved at det tilsettes stoff som gjør at partikler i vannet bindes sammen til større partikler, som gjør de lettere å skille fra vannet (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 66). Effekten økes ved en vannomrøring som gjør at partiklene krasjer inn i hverandre og danner enda større partikkelsamlinger, kalt fnokker (s. 66). Prosessen kalles flokkulering (s. 66). Partiklene skilles så ut ved bruk av filter, eller filter kombinert med sedimentering eller flotasjon. Koagulering kan blant annet benyttes til å redusere vannets farge, turbiditet og hardhet (s. 66). Den reduserer også en stor andel smittestoffer, men ikke tilstrekkelig til å kunne være en hygienisk barriere alene. Vanligvis brukes aluminiumsulfat/-klorid og jernsulfat/-klorid. Disse bindingene er svake, og brytes ved bevegelse i vannet (Hegg, personlig kommunikasjon, 2019). Derfor tilsettes ofte en polymer, som forsterker disse bindingene og hindrer oppløsning av fnokker (Hegg, personlig kommunikasjon, 2019). Ved fjerning med sedimentering og flotasjon vil det regnes ett vanntap på om lag 10% (Hegg, personlig kommunikasjon, 2019).

Metoden er avhengig av vannets pH- verdi, temperatur og vannkvalitet (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 88). Hvilken pH- verdi som er optimal er avhengig av koaguleringsmiddel og vannkvalitet. Koaguleringsmiddel tilpasses ofte PH- verdien i vannet for å få optimal effekt (Hegg, personlig kommunikasjon, 2019). Koaguleringen fungerer dårligere med avtagende temperatur, og blir vanskelig under 0,5 °C (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 88). Dosen bør tilpasses godt med vannkvalitet, siden stoffet skal skilles ut senere i prosessen. For at koaguleringsprosessen skal være tilstrekkelig, bør vannkvaliteten være som vist i tabell 8 (s. 87).

Tabell 8: «Verdier som ulike indikatorparametere må ligge innenfor for at barrierevirkningen skal være tilstrekkelig ved koagulering og filtrering» (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 87).

Innhold	Grenseverdier	Benevning	Kommentar
Aluminium	<0,15	mg/l Al	Når aluminium benyttes som koaguleringsmiddel.
Jern	<0,15	mg/l Fe	Når Jern benyttes som koaguleringsmiddel.
Farge	< 10	mg/l Pt	Ved Al eller Fe Koagulering bør verdien normalt være <5.
Totalt organisk karbon (TOC)	<3,0	mg/l C	Skal måles når levert vannmengde > 10 000 m ³ /døgn. Ved mindre vannmengder er det valgfritt om man vil måle TOC eller COD-Mn. Indikatorverdien er lik, men enheten forskjellig.
Turbiditet	<0,2	FNU	Gjelder utløp fra hvert enkelt filter. Parameteren bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig for hvert filter.
Partikkel-antall	<500	Antall partikler (2-400µm)/ml	Gjelder utløp fra hvert enkelt filter. Parameteren bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig for hvert filter.

Koagulering kan brukes blant annet til å fjerne eller redusere mengden av følgende stoffer dersom man kombinerer den med sedimentering, filter eller flotasjon.

- Arsen (World Health Organization, 2005)
- Fosfor (International Water Assosiation, UÅ)
- Jern (Fe) (Amuda, Amoo, Ipinmoroti, & Ajayi, 2006)
- Kobber (World Health Organization, 2005)
- Kvikksølv (World Health Organization, 2005)
- Krom (Cr) (Amuda, Amoo, Ipinmoroti, & Ajayi, 2006)
- Mangan (Ma) (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 63)
- Nikkel (Ayoub, Semerjian, Fadel, & Koopman, 2001, s. 206)
- Sink (Zn) (Amuda, Amoo, Ipinmoroti, & Ajayi, 2006)

3.2.2.4 PH-justering

En lav pH-verdi kan føre til utløsning av tungmetaller i ledningsnett samt å hemme effekten av oksidasjon. PH-verdien kan økes ved å tilsette stoffer som lesket kalk (Ca(OH)₂, hydratkalk/kalsiumhydroksid), brent kalk (CaO), lut (NaOH) eller soda (Na₂CO₃) (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 93). For å senke pH verdien kan man tilsette CO₂ eller

svovelsyre (H_2SO_4) (Al-Mutaz & Al-Ghunaimi, 2001). PH-justering må tilpasses vannets pH-verdi og rensemetodens krav til pH-verdi dersom et renseanlegg skal fungere optimalt.

3.2.2.5 Oksidasjon

Oksidasjon er en prosess som kan benyttes for å fjerne jern (Fe) og mangan (Ma) i vannet. Det er en kjemisk prosess der elektroner flyttes mellom stoffene (Pedersen, 2018), som benyttes i metoder som ozonering, ultrafiolett (UV) stråling og lufting. Dette gjør at eksempelvis jern blir positivt ladd og gjør stoffet om fra toverdige til treverdige jern som felles ut som tungløselig jernhydroksid (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004c, s. 185). Oksidasjon av jern kan gjøres ved lufting (se eget punkt) ved pH over 7, men mangan krever høyere pH og sterkere oksidasjonsmiddel (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 93). Eksempelvis vil ozon (O_3) kunne fjerne mangan (s. 93). Oksidasjon krever ofte at pH-verdien må justeres da vannet kan ha lavere pH enn 7 (s. 93).

Oksidasjon kan brukes blant annet til å fjerne eller redusere mengden av følgende stoffer:

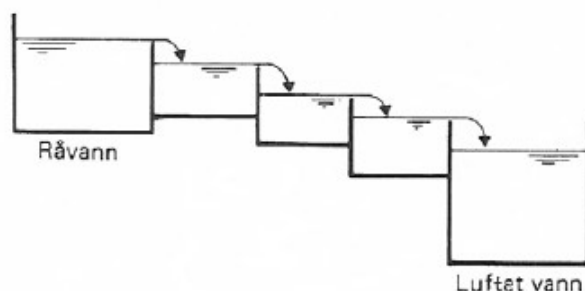
- Mangan (Mn) (s. 93)
- Jern (Fe) (s. 93).

3.2.2.6 Lufting

Lufting er en enkel oksidasjonsmetode for å øke oksygeninnhold og fjerne stoffer som (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 93):

- Radongass (radioaktiv) (s. 93)
- Hydrogensulfid (lukt) (s. 93)
- Karbondioksid (gir korrosivt vann) (s. 93)
- Trihalometaner (kloreringsprodukt) (s. 93)

Dette kan gjøres ved å tilføre luft gjennom bobler med trykkluft, ved at vannet renner ned en trapp, kalt kaskadelufting, eller ved at det dusjes inn i en tank eller basseng (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 93). Figur 2 viser en løsning for å luften vannet. I tillegg kan lufting oksidere jern. Denne løsningen kan være upraktisk i mange tilfeller og kreve plass. En enklere løsning vil være å en vannledning som det bores hull i slik at vannet spruter ned i en vanntank, som i figur 3 som viser hvordan lufting ble utført i Tsjad.



Figur 2: Kaskadelufting (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004c, s. 183).



Figur 3: Lufting ved hull i vannledning. Bildet fra rensanlegg i Tsjad (Hegg, 2018)

3.2.2.7 Desinfeksjon

Desinfeksjon er en «prosess hvor man eliminerer de fleste eller alle mikroorganismer» (Myrvang, Desinfeksjon, 2015). Med dette menes det at man påfører en mikroorganisme, eksempelvis smittestoffer som bakterier, bakteriesporer, virus og parasitter, skader som gjør de ute av stand til å smitte. Når et smittestoff er ute av stand til å smitte, er det inaktivert (Myrvang, Desinfeksjon, 2015). For å inaktivere smittestoffer i vannet til akseptabelt nivå finnes det i dag flere metoder. Kjente desinfeksjonsmetoder som vil nevnes i denne oppgaven er ozon, klorering og UV-stråling. Tabell 9 viser ulike metoder sin effektivitet for inaktivering eller fjerning av ulike smittestoffer.

Tabell 9: Ulike behandlingsmetoder sin effektivitet mot ulike smittestoffer. Tabellen er gjengitt fra FHI (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 68).

Rensemetode	Virus	Bakterier	Parasitter	Bakteriesporer
Klorering	God	God	Uegnet	Uegnet
UV- bestråling	God	God	God	God*
Ozonering	God	God	Usikker**	Usikker**
Membranfiltrering	God(10nm)	God(100nm)	God(1000nm)	God(100nm)
Koagulering/filtrering	Usikker**	Usikker**	Usikker**	Usikker**

* Gjelder biososimetrisk testede UV- anlegg jfr. FHI sin liste over anlegg som gir stråledose 40 mJ/cm²

** Restozonet må være 5mg/l etter T= 10min. Dårligere effekt ved lave temperaturer.

*** Må kombineres med kildesikringstiltak og driftsoptimalisering, og må etterfølges av desinfeksjon som 2. hygieniske barriere

For måling av reduksjon av smittestoffer benyttes ofte log- reduksjon fremfor prosentvis reduksjon. Tabellen 10 viser sammenhengen mellom de to.

Tabell 10: Sammenhengen mellom log-reduksjon og prosentvis reduksjon. Tabellen er gjengitt fra FHI (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 69).

Prosentvis reduksjon	99,99 %	99,90 %	99,70 %	99 %	97 %	90 %	70 %
Log- reduksjon	4-log	3-log	2,5-log	2-log	1,5-log	1-log	0,5-log

3.2.2.7.1 Klorering

Klorering er den metoden som var mest brukt til desinfeksjon frem til 2010 (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 68) og har vært benyttet i over hundre år (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004c, ss. 17-18). Forsvaret har som krav i henhold til UD 2-1 at det skal benyttes klor som desinfeksjon for drikkevann dersom ikke godkjent flaskevann benyttes (Forsvaret, 2018). Det kan benyttes flere klorprodukter som desinfeksjonsmiddel, som klogass (Cl_2), natriumhypokloritt (NaOCl) og kalsiumhypokloritt ($\text{CA}(\text{OCl})_2$) (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 69).

Klogass er giftig, og det stilles strenge krav til håndtering og oppbevaring (s. 69). Natriumhypokloritt er en ustabil løsning som nedbrytes under påvirkning av lys og temperatur, og bør derfor ikke oppbevares lenger enn 3 måneder etter produksjon og lagres mørkt og kjølig (s. 69). Kalsiumhypokloritt levers i pulverform, er lagringsstabil og inneholder 60-70% klor (s. 69). Klorene løses raskt opp, men inneholder tungt løselig kalsiumforbindelser som må felles ut 5-10 minutter før klorene kan brukes (s. 69). Tørr kalsiumhypokloritt kan selvantenne ved kontakt med tørre kluter eller oljeholdige filler, og danne klogass ved kontakt med sterke syrer (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 70). Derfor må det behandles varsomt, og må transporteres på fly i spesialemballasje (Hegg, personlig kommunikasjon, 2019). Kalsiumhypokloritt er stoffet man tidligere har brukt til vannrensing for renseanlegget i Tsjad og som de hadde god erfaring med (Hegg, personlig kommunikasjon, 2019).

Klorering fungerer på patogene organismer ved at klorene er et kraftig oksidasjonsmiddel som avgir elektroner til andre forbindelser og forandrer deres egenskaper. Forbindelsen blir det som kalles oksidert (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004c, s. 18). En bakteries ytre lag består av cellevegg og cellemembran. Disse beskytter bakteriens cellemateriale og arvemateriale (s. 18). Klorene fungerer slik at den oksiderer bakterierenes cellevegg og cellemembran slik at dette ødelegges (s. 18). Bakterien kan ikke reparere en slik skade (s. 18). Når disse beskyttelseslagene er ødelagt, trenger klorene inn i bakterien og ødelegger cellemateriale og arvemateriale (s. 18). Selv om virus er noe annerledes bygd opp enn bakterier, vil klor fungere på samme måte (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004c, s. 18). Likevel er virus noe mer klorresistente, og enkelte virus kan ikke inaktiveres med vanlig klorering. Parasitter, som *Giardia intestinalis* og *Cryptosporidium parvum*, danner klorresistente cyster (s. 17). Videre er bakteriesporer også vanskelige å drepe ved klorering (s. 17).

Tabell 11 viser hvor stor mengde som må til for å inaktivere forskjellige smittestoffer med klor. For at klor skal kunne inaktivere bakteriesporer og parasitter, ser man at det må til en relativ stor konsentrasjon (C) avhengig av kontakttid (T), som gjør at metoden ikke vil være hensiktsmessig (grunnet økonomi, smaksmessige, tekniske og helsemessige grunner) (s. 17). Dette er dermed den største svakheten til klorering (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 72).

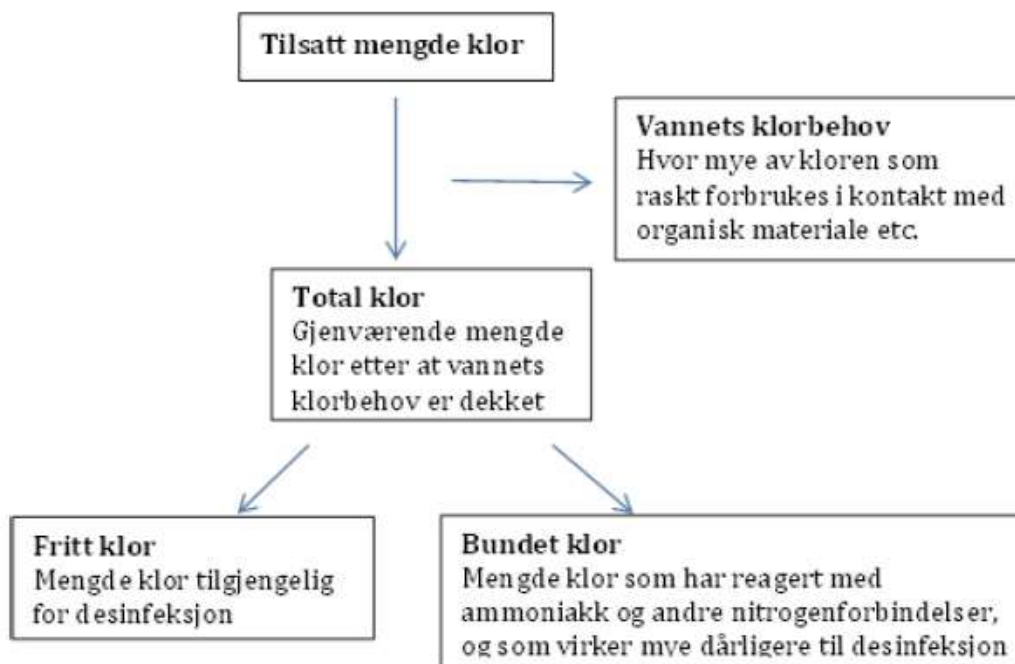
Tabell 11: Relative klordoser nødvendig for å inaktivere forskjellige organismer. Tabellen er gjengitt fra FHI (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004c, s. 18).

Smittestoff	Relativ klordose
E. coli	1
Poliovirus type 1	6
Coxsackievirus A2	7
Bakteriesporer	≤100
Giardia cyster	ca. 500
Cryptosporidium Oocyster	*

*Det er oppnådd ca. 99% reduksjon med klordioksid i kombinasjon med kloramin, eller 1,5 mg/l ClO₂ i 70 min.

+ /l Cl₂ i 155 min. Klordioksid, ClO₂, er for tiden ikke søkt godkjent til bruk i Norge.

Klorens desinfiserende effekt er i hovedsak avhengig av to variabler som enkelt kan justeres, C og T (s. 70). Disse faktorene gir tilnærmet konstant effekt, og man snakker derfor ofte om CT- verdier, som er en funksjon av disse faktorene (s. 70). T kan justeres opp eller ned, men skal ifølge folkehelseinstituttet være minimum 30 minutter for at det skal fungere som en hygienisk barriere. For å måle klor i vannet, måler man restkloren etter 30 minutter. Restkloren er den resterende kloren som ikke har reagert med smittestoffer eller partikler i vannet. Man regner full bakteriedød ved måling av restklor på minimum 0,05 mg/l etter en T= 30 min (s. 70). Andre variabler som påvirker kloreringens desinfiserende effekt er vannets mengde med naturlig organisk stoff (NOS) og ammoniakk, PH, temperatur og partikkelinnhold. Klor oksiderer ikke bare smittestoffer, men andre lett oksiderbare stoffer som NOS, ammoniakk og andre nitrogenforbinder (s. 70). Når klor blandes med ammoniakk og nitrogenforbindelser, får man en forbindelse som er mindre desinfiserende og dermed dårligere effekt av kloreringen. Derfor må alltid klormengden tilpasses vannets kvalitet. Figur 4 viser hvilke definisjoner som brukes ved klorering.



Figur 4: Flyttdiagram over klordefinisjoner gjennom desinfeksjonsprosessen i vann (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 71).

Klorering har en fordel som ikke andre desinfeksjonsmetoder har. Ved å tilsette mer klor enn det som brukes til å oksidere med smittestoff og andre stoffer i vannet, får man restklor, som er fritt klor i vannet som kan reagere med stoffer som dukker opp i vannet. Restkloret vil dermed ha en desinfiserende effekt på vannledningsnettene (s. 72). Måling av restklor er dessuten enkelt å måle, og også enkelt å justere opp klormengden til ønsket nivå avhengig av vannkvalitet (s. 72). Videre er klor billig og lett tilgjengelig. En ulempe med klor er at det kan dannes vond lukt fra biprodukter som dannes når klor reagerer med organiske stoffer (s. 72).

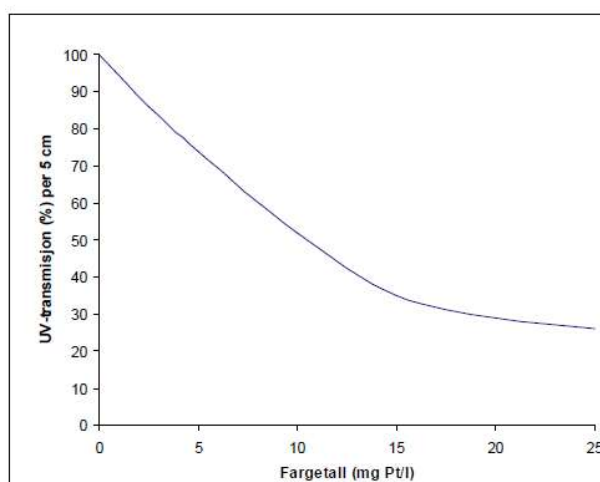
3.2.2.7.2 UV- stråling

UV- stråling som desinfeksjonsmetode har lenge vært den vanligste metoden for små norske vannverk, og blir i stadig større grad også brukt i større norske anlegg. Metoden benytter elektromagnetisk stråling som består av UV lys. UV- lys har en bølgelengde mellom 100- 400 nanometer (nm) og deles inn i tre kategorier, UVA (100-280 nm), UVB (280-320 nm) og UVC (320- 400 nm) (s. 73).

UV- stråling produseres av lamper med kvikksølv- og argongass hvor strålingen skjer ved elektriske gassutladninger (s. 73). Slike lamper deles inn i lavtrykks-, mellomtrykks- og høytrykkslamper avhengig av lampenes innvendige gasstrykk (s. 73). Alle typene avgir god

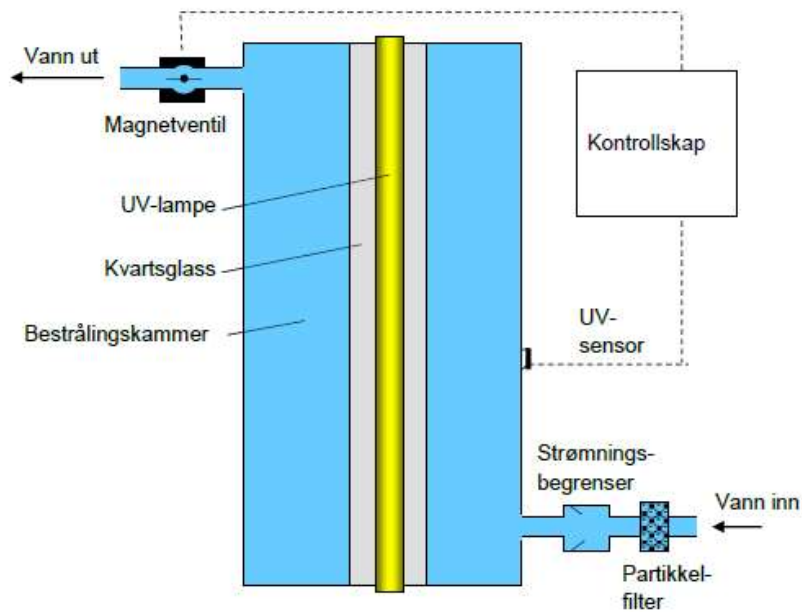
effekt i spekteret 240-280 nm, som er mest effektivt for å inaktivere smittestoffer (s. 73). Stråling under 240 nm må blokkeres, da disse kan forårsake uheldige biprodukter (s. 73).

UV- stråling inaktiverer smittestoffene ved å påføre skader på arvestoff eller proteiner, som hindrer celledeling eller sentrale livsprosesser (s. 73). Graden av inaktivering er avhengig av hvor stor stråledose som treffer smittestoffet (s. 73). Stråledose er lysintensitet ganget med bestrålingstid og måles i mJ/cm^2 (Andersen, Krogh, & Lund, 2006). Lysintensiteten i bestrålingskammeret er avhengig av lampenes plassering, antall lamper og vannkvalitet (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 73). Høy turbiditet og farge i vannet reduserer UV-strålens evne til å trenge gjennom vannet (UV- transmisjon), og UV- intensiteten avtar med avstanden på vannet fra lampen (s. 73). Figur 5 viser vannfargens påvirkning på UV-transmisjon.



Figur 5: Grafen viser hvordan UV- transmisjonen faller dersom fargetallet øker, basert på norsk overflatevann (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 76).

Figur 6 viser prinsippskisse av et UV- anlegg. UV- anlegg består av en sensor som måler stråleintensiteten og sender signaler til kontrollskapet (s. 74). Kontrollskapet kontrollerer at stråleintensiteten er tilstrekkelig (s. 74). Om den blir for lav, stenger anlegget automatisk med en magnetventil (s. 74). Dermed vil denne løsningen være relativt selvdrevet og kreve lite vedlikehold (s. 74).



Figur 6: Prinsippkisse av et UV-anlegg (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 74)

UV-stråling fører til både reversible og irreversible skader på smittestoffene avhengig av stråledosen de blir utsatt for (s. 74). Evnen smittestoffene har til å reparere den reversible skaden er ofte avhengig av synlig lys, og reparasjonen kalles fotoreparasjon (s. 74). Noen smittestoffer kan også reparere seg i mørke, men den er langt mindre effektiv (s. 74). Derfor er det viktig å sørge for høy stråledose og å sørge for at vannet ikke utsettes for synlig lys etter desinfeksjon (s. 74). For desinfeksjon av 99,99% av bakterier, virus og parasitter skal UV-stråledose være minimum 30 mJ/cm^2 , mens for å inaktivere 99% av bakteriesporer i tillegg skal stråledosen være 40 mJ/cm^2 (s. 74). Tabell 12 viser hvilke stråledoser som er nødvendige for å inaktivere 99% og 99,9% av diverse smittestoffer. Adenovirus krever størst stråling, men er et virus som de fleste voksne er immune mot (s. 74) og vil dermed være en liten trussel for en fase 2- leir i INTOPS.

Tabell 12: Nødvendig stråledose oppgitt i mJ/cm² for å inaktivere diverse smittestoffer. Tabellen er gjengitt fra FHI (s. 75).

Mikrober	99 %	99,90 %
<i>Adenovirus type 40</i>	105	155
<i>Bacillus subtilis (sporer)</i>	35	47
<i>Feline calicivirus</i>	19	26
<i>Salmonella typhimurium</i>	11,5	22
<i>Giardia lamblia(intestinalis)</i>	10	<20
<i>Escherichia coli</i>	6	9
<i>Campylobacter jejuni</i>	3,4	4
<i>Legionella pneumophila</i>	3,2	4,8
<i>Cryptosporidium</i>	1	1,4

Det er noen ulemper med UV-anlegg. Dersom vannet inneholder større mengder jern, mangan eller kalsium, kan glasset i UV- lampen få belegg som er vanskelig å fjerne som reduserer UV-intensiteten. Dette gjelder spesielt mellom- og høytrykkslampen der overflatetemperaturen blir høy (s. 74). Forsøk har vist at ved bruk av mellomtrykks UV- lamper og høye doser UV-stråling i vann som inneholder større mengder nitrat og organisk karbon, produseres det små mengder med skadelige biprodukter i vannet (s. 76). Denne effekten oppsto ikke ved bruk av lavtrykks UV-lamper (s. 76). De skadelige biproduktene var i så små mengder at det ikke gikk noen helseskadelig effekt. Videre bør ikke vann som er klorert UV-stråles, da det kan danne bromat i vannet dersom UV-dosen er høy og vannet er bromidholdig. Derfor bør UV-anlegg benyttes først dersom man skal benytte UV-stråling og klor i serie. I forsøk med vann fra Mälaren og UV- stråling fra mellomtrykks UV-lamper oppsto det vond lukt i vannet (s. 76). Det er likevel sjelden en slik effekt oppstår (s. 76).

UV- stråling er også avhengig av stabil strømtilførsel. I INTOPS kan strømmen være ustabil, som gjør at lampene gir varierende effekt av strålingen (Hegg, personlig kommunikasjon, 2019). Dersom strømbrudd forekommer vil det ta tid før lampene har full effekt igjen. I Tsjad med systemet de hadde, brukte lampene opptil 7 minutter før de hadde full effekt igjen (Hegg, personlig kommunikasjon, 2019). Derfor kan det være en fordel å ha et backup-batteri for UV-lampen.

UV-stråling gir ingen reststoffer som virker inaktiverende, slik som er mulig med klor. Derfor kan det vokse frem bakterier i ledningsnett eller senere rensetrinn etter UV- strålingen.

Siden UV- stråledosen er sårbar for endringer i vannkvalitet, er det viktig å dimensjonere anlegget for maksimalt vannbehov og dårligste aktuelle vannkvalitet. (Folkehelseinstituttet,

2016, s. 76) Derfor bør man forbehandle vannet, slik at NOS- innhold reduseres og vannkvaliteten bedres før UV-stråling utføres.

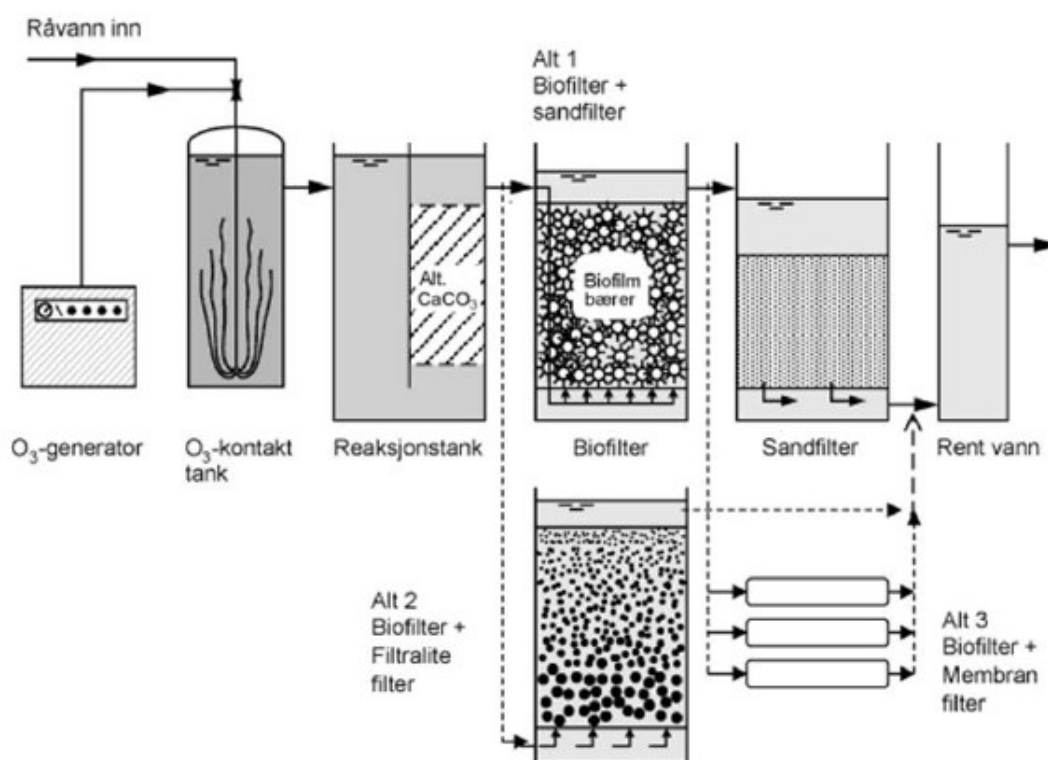
3.2.2.7.3 Ozon

Ozon (O_3) er et enda kraftigere oksidasjonsmiddel enn klor (ss. 81-84). Det fungerer på samme måte som klor ved at det reagerer med NOS og uorganiske stoffer som Fe og Mg i vannet. O_3 er meget desinfiserende og effektivt mot både bakterier, virus og protozoer (ss. 81-84). En annen fordel med ozon er at det kan oksidere nitritt (NO_2^-) (Schroeder, Croot, Von Dewitz, Waller, & Hanel, 2011, s. 40). Graden av desinfeksjon er som for klor avhengig av dose og T, CT- verdien (Folkehelseinstituttet, 2016, ss. 81-84). For desinfisering av 99,9% av bakterier og virus kreves en dose på 0,2 mg/l etter $T=10$ min, mens for 99% av protozoene *Cryptosporidium parvum* og *Giardia* kreves 5mg/l etter $T= 10$ min (ss. 81-84). En forskjell mellom klor og O_3 , er at overflødig O_3 må fjernes etter behandling, da O_3 er korrosivt og giftig (ss. 81-84).

Vannkvaliteten har betydning for virkningen til O_3 . O_3 dekomponerer raskere dersom pH er høy, derfor bør pH være under 6,5 (ss. 81-84). Som klor, er behovet for O_3 også avhengig av mengde NOS i vannet (ss. 81-84). O_3 sin reaksjon med NOS reduserer farge ved at humus deles opp i små organiske forbindelser (ss. 81-84). Dette gir mat til smittestoffer, og kan føre til vekst av smittestoff i ledningsnettet (ss. 81-84). For å forhindre at dette skjer, bør vannet etter O_3 -behandling gå gjennom et filter med en bakteriefilm som spiser opp det nedbrutte organiske materialet, kalt biofilm, eller ved adsorpsjon (ss. 81-84). Ved å redusere mengden NOS med partikkelfjerning før O_3 - behandling, vil man også redusere mengden nedbrutt organisk materiale etter O_3 -behandling (ss. 81-84).

O_3 kan gi flere biprodukter enn nedbrutt NOS, som blant annet aldehyder, karbonylforbindelser og karbonsyrer (ss. 81-84). Noen kan være helseskadelige mens andre kan føre til lukt og smak på vannet (ss. 81-84). Biprodukter kan reduseres ved å ha minst mulig O_3 -dose over det som er nødvendig. Dersom vannet inneholder bromid (Br^-), som forekommer i grunnvann påvirket av saltavsetninger, kan O_3 - behandling danne bromat (BrO_3^-) (ss. 81-84). BrO_3^- er helseskadelig ved at det er påvist kreftfremkallende og gentoksisk i dyreforsøk (WHO, 2005). O_3 opptrer som gass i romtemperatur, og er korrosiv og giftig. Den er fargeløs og har en stikkende lukt som kjennes allerede på en konsentrasjon så lav som på 0,02-0,05 parts per million (ppm) (Folkehelseinstituttet, 2016, ss. 81-84).

Et O₃- anlegg er relativt komplisert, men enkel i drift. O₃ lages på stedet, slik at man slipper å håndtere kjemikalier (ss. 81-84). Anlegg er relativt kompakte, og man kan få mindre systemer som produserer opp 100-1000g/hr (Oxidation technologies LLC., 2019). Anlegget består av en ozongenerator som produserer O₃ ved elektrisitet med luft eller oksygen som utgangspunkt, en kontakttank hvor O₃ reagerer med vann og en reaksjonstank hvor O₃ reagerer ferdig eller fjernes fra vannet (ss. 81-84). Dette for å hindre O₃ i behandlet vann, samt skade på et eventuelt biofilter (ss. 81-84). Deretter bør man ha biofilter eller andre filtre som fjerner nedbrutt NOS (ss. 81-84). Figur 7 viser forskjellige løsninger med O₃ og biofiltrering. O₃ senker vannets pH, og derfor kan det være behov for å øke vannets pH-verdi etter behandling.



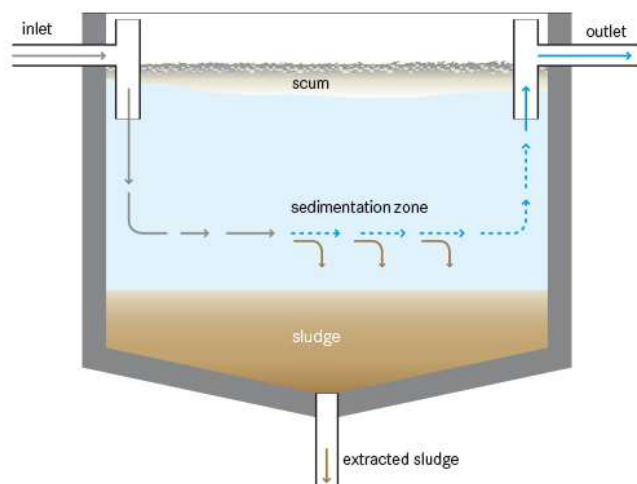
Figur 7: Skisse for behandlingsprosess med ozon og biofiltrering (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 83).

3.2.3 Fysiske rensemetoder

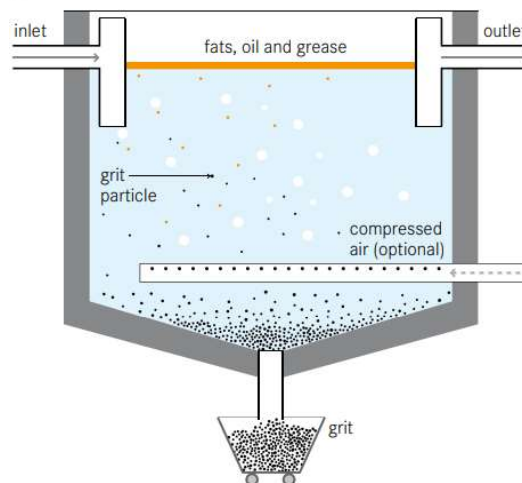
Fysiske rensemetoder fjerner partikler av forskjellige størrelser ved å hindre gjennomstrømning av forskjellige stoffer (Metcalf & Eddy Inc., et al., 2014, s. 12). Fysiske metoder som omtales i denne oppgaven er filtrering, sedimentering, flotasjon, fettutskiller og membranfiltrering. Membranfiltrering innebærer mikro- (MF), ultra- (UF) og nanofiltrering (NF), samt omvendt osmose (RO).

3.2.3.1 Sedimentering og flotasjon

Ved bruk av disse metodene blir eksempelvis koagulert vann ført ut i bassenger (Folkehelseinstituttet, 2016, ss. 66-67). I bassenget vil fnokkene synke til bunn og vannet renne ut, og denne metoden kalles sedimentering. Det finnes flere måter å gjøre dette på, eksempelvis ved å bruke en eller flere falske bunner (Folkehelseinstituttet, 2016, ss. 66-67). Effekten øker med minkende vannsjikt, da fnokkene vil raskere synke til bunnen (Folkehelseinstituttet, 2016, ss. 66-67). Figur 8 viser konsept for sedimentering. Ved flotasjon blir bassenget tilført luftbobler som til høyre i figur 9. Dette medfører at fnokker flyter opp og fanges i overflaten med slamskraper (Folkehelseinstituttet, 2016, ss. 66-67).



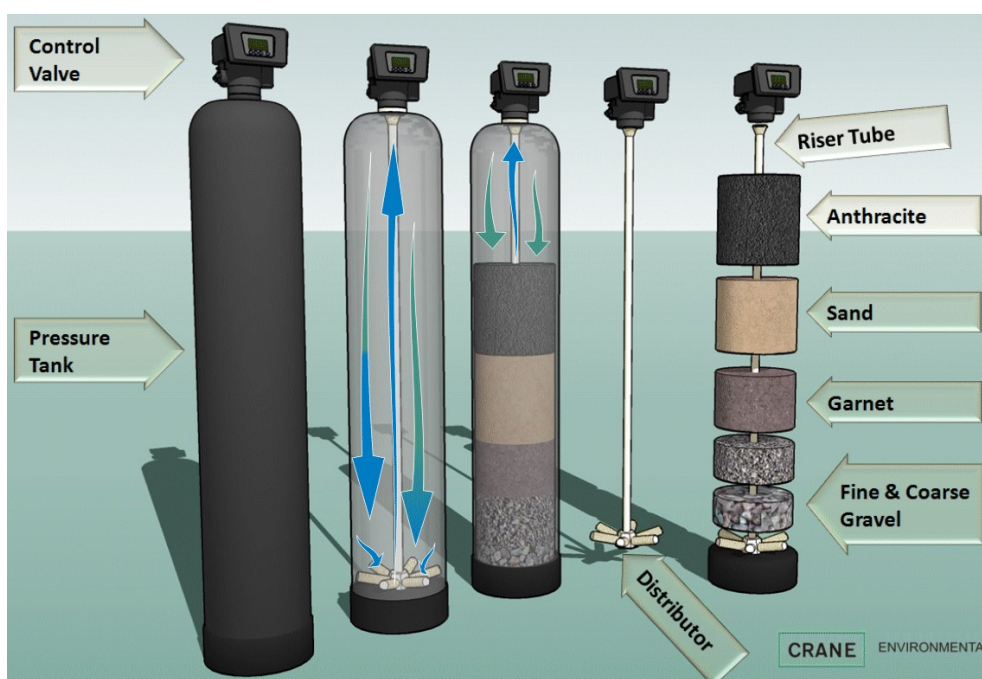
Figur 8: Konsept for sedimentering (s. 102).



Figur 9: Kombinasjon av sedimentering, flotasjon og fettutskiller (Tilley, Ulrich, Lüthi, Reymond, & Zurbrügg, 2014, s. 100).

3.2.3.2 Filtrering

Filtrering er en metode hvor man sender vannet gjennom ett eller flere medier som fanger opp partikler i vannet (Folkehelseinstituttet, 2016, ss. 67-68). Mediene kan bestå av granulært materiale som legges slik at mediestørrelsen avtar med strømrretningen (ss. 67-68). Det finnes forskjellige type filter, som for eksempel åpne og lukkede trykkfiltre, oppstrøm- eller nedstrøms-filtre, en eller flermediafiltre og kontinuerlige eller diskontinuerlige filtre (ss. 67-68). Filteråpningen eller kornstørrelsen påvirker hva som filtreres. Grovfilter defineres som 6-150 mm og finfilter som under 6 mm (Metcalf & Eddy Inc., Tchobanoglous, Burton, & Stensel, 2003, s. 315).



Figur 10: Oppbygningen av et flermedium- filter kan være bygd opp (Torres Water Company, 2019).

En utfordring i filtre med lagvis granulært materiale er at materialer som fanges opp i filteret hele tiden blir utsatt for krefter fra vannstrømmen (Folkehelseinstituttet, 2016, ss. 67-68). Vannstrømmen igjennom filteret vil minke etter hvert som flere partikler fanges opp og «tetter» filteret gradvis (ss. 67-68). Dette fører til trykkøkning mot filteret som gjør at partikler etter hvert vil løsne og trenge igjennom filteret, og man får gjennombrudd (ss. 67-68). Flermedium-filtre renses vanligvis ved tilbakespyling, da vil man fjerne partikler som tetter filteret ved å føre vannstrømmen motsatt vei av det som er vanlig.

3.2.3.3 Membranfiltrering

Membranfiltrering er en rensemetode hvor man benytter filtre med filteråpning < 5000 nm (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 84). Membranfiltre deles inn i tre kategorier etter nominell filteråpning, NF (1-10 nm), UF (10-100 nm) og MF (100-5000 nm) (s. 84). Vann blir presset igjennom membranfilteret med trykk, og partikulært materiale større enn filteråpning holdes tilbake på konsentratsiden av membranen. Trykket som skal til øker med minkene filteråpning (s. 84). Membranfiltrering kan virke effektivt mot smittestoffer dersom filteråpningen er liten nok. De minste smittestoffene er virus, som har en størrelse minimum 20-25 nm (Tønjum, 2018). For å få 99,99% inaktivering av virus må man benytte NF med nominell filteråpning ≤ 10 nm (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 84). Tabell 13 viser hvilken nominell poreåpning som kreves for forskjellige smittestoffer, gitt av mattilsynet.

Tabell 13: Nødvendig nominell åpning for at filteret skal fungere som en hygienisk barriere med 99,99% fjerning for ulike smittestoffer. (Mattilsynet, 2019, s. 24).

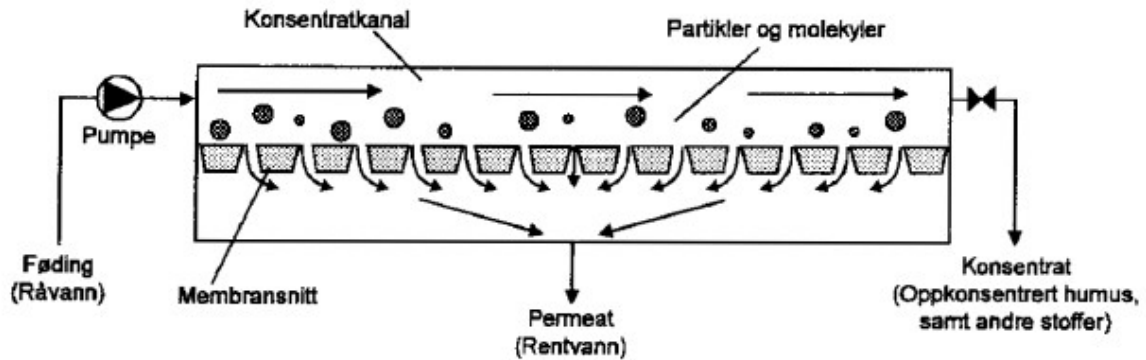
Nominell poreåpning ⁽¹⁾ (nm)	10	Hindrer gjennombrytning av bakterier, parasitter, bakteriesporer og virus. Reduserer også kjemiske stoffer over 100 kilodalton ⁽²⁾ .
	100	Hygienisk barriere mot bakterier, bakteriesporer og parasitter.
	1000	Hygienisk barriere mot parasitter.

(1): Nominell poreåpning betyr ikke største åpning, det vil alltid være større åpninger i membranen.

(2): Kilodalton er et mål for molekylvekt.

Ved membranfiltrering kan man få beleggdannelse i membranen ved at små partikler fester seg i filteret og reduserer gjennomstrømning (s. 84). Man skiller mellom to typer beleggdannelse, filterkakedannelser og irreversibelt biologisk belegg (s. 84). Begge typer belegg avhenger av vannets kvalitet, herunder turbiditet og innhold av næringsstoffer (s. 84). Dersom man forbehandler vannet, vil dermed beleggdannelse minske. Eksempelvis ved å benytte koagulering på forhånd, vil man øke størrelsen på partiklene som treffer filteret, slik at disse ikke setter seg fast i filteret og skylles bort enklere. Folkehelseinstituttet anbefaler å minimum benytte trykksil som forfilter med filteråpning på ca. 50 mikrometer (μm) (s. 86).

Siden rensemetoden kun filtrerer bort partikler, gir den ingen biprodukter i rensset vann. Derimot vil denne metoden skape større mengde konsentrat avhengig av filteråpning. Konsentrat inneholder partiklene som ikke går igjennom filteret, og vannet som spyles disse partiklene ut i en tverrstrøm normalt på filteret. Figur 11 viser skisse av hvordan membranfiltrering fungerer. Mengden konsentrat kan reduseres ved å gjentatte ganger gjennomføre prosessen. Et MF filter benytter ofte tilbakespyling fremfor det som er vist i figur 11.



Figur 11: Skisse for membranfiltrering med tverrstrømsfiltrering. Vann pumpes inn i en filtertank med trykk, rent vann presses igjennom filteret og konsentrat slippes ut (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 86).

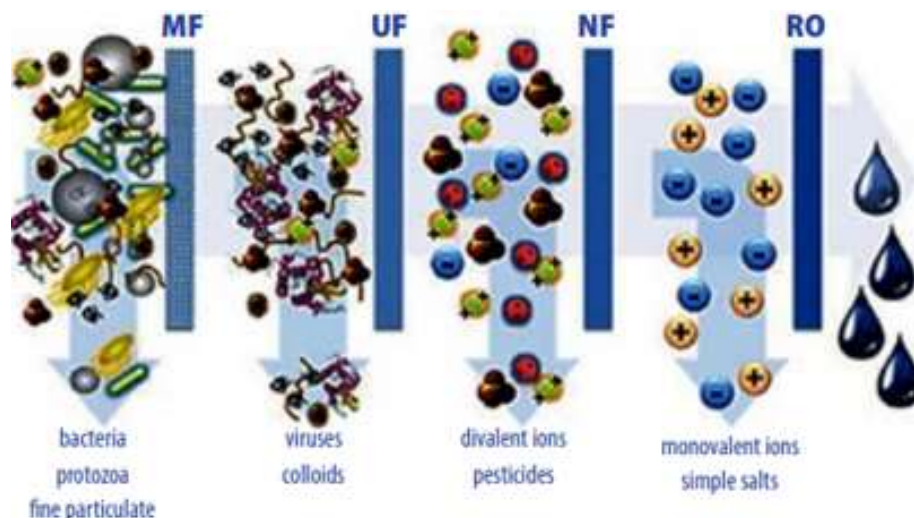
En ulempe med membranfiltrering er at det kan være vanskelig å avdekke lekkasjer i et slikt anlegg. Derfor må man måle vannkvalitet etter behandling. Det kan man gjøre ved å måle turbiditet og/eller ledningsevne før og etter behandling.

Omvendt osmose, eller Reverse Osmosis (RO), har samme behandlingsprinsipp som membranfiltrering, men filteråpningen er mye mindre, ca. 0,1 nm (s. 85). Dette medfører at det kreves et relativt høyt trykk i prosessen og det gir ofte større mengder konsentrat. Metoden vil filtrere ut smittestoffer og saltioner, og kan dermed brukes til å gjøre om sjøvann til drikkevann. Det finnes i dag også Ultra Low Pressure Reverse Osmosis (ULPRO) som trenger et lavere vanntrykk for å fungere (Bellona, et al., 2008). Dette senker dermed driftskostnader. ULPRO og RO- membraner er ofte bygd inn i sylindrerformede rør som vist i figur 12.



Figur 12: Tre RO- membraner i SWRS (Headquarters, Department of the Army, 2016).

Membranfiltrering og RO vil i hovedsak filtrere bort stoffer som er større enn poreåpningen. Figuren under viser hvilke stoffer som holdes igjen av de ulike membranene.



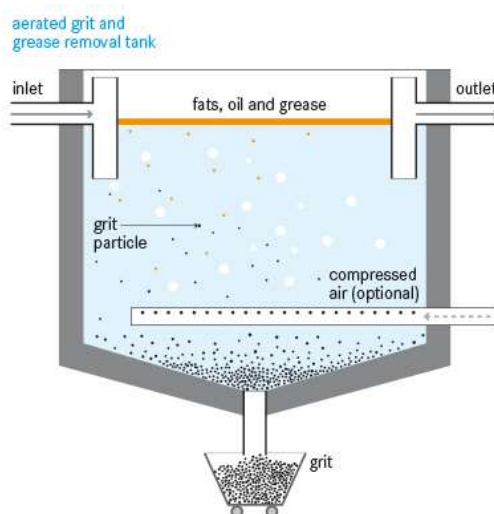
Figur 13: Figur som viser hvilke stoffer de ulike membranfiltrene og omvendt osmose holder tilbake under vannrensing (USAPHC, 2014a, s. 21)

En viktig presisering til tabell 13 er at MF og UF ikke vil fjerne absolutt alle smittestoffene som er beskrevet i figuren, men 90-99% (USAPHC, 2014a, s. 21). Dermed kan det ikke regnes som en fullstendig hygienisk barriere. MF vil holde tilbake fine partikler. Dette er partikler med størrelse mindre enn $2,5 \mu\text{m}$, som kan komme fra blant annet veier og byggeplasser. MF brukes vanligvis som forbehandling for å redusere turbiditet og mikroorganismer før RO (Metcalf & Eddy Inc., et al., 2014, s. 1204). UF brukes vanligvis som forbehandling på samme måte som MF, bare at den i tillegg holder tilbake virus og kolloider. Kolloider er stoffer partikkelstørrelse mellom $0,001$ og $1 \mu\text{m}$ (Nordseth, 2018). NF vil i tillegg holde tilbake divalente ioner og pesticider. Divalente ioner er stoffer som er positivt eller negativt ladd med to ladninger (Kierulf, 2018). Eksempelvis er magnesium og nikkel divalente ioner. Pesticider er kjemiske midler som brukes mot skadelige organismer på planter, hus, lager og tekstiler (Hofsvang, 2018). RO reduserer monovalente ioner og salter slik at bare rent vann gjenstår. Monovalente ioner er ioner med kun en positiv eller negativ ladning, som for eksempel klorid og nitrat.

Når det gjelder mengde konsentrat, vil det avhenge av vannkvalitet og produkt. ULPRO-enheten ESPA2-4040 gir ned mot 15- 20 % konsentrat i fullskalaforsøk, der vannet ble forbehandlet med MF (Bellona, et al., 2008). RO og NF varierer, men kan også få tilsvarende utnyttelse. MF vil gi et tap i vannmengde på om lag 5% (Pall Water, UÅ) og UF gir omkring 10% konsentrat (Hegg, personlig informasjon, 2019).

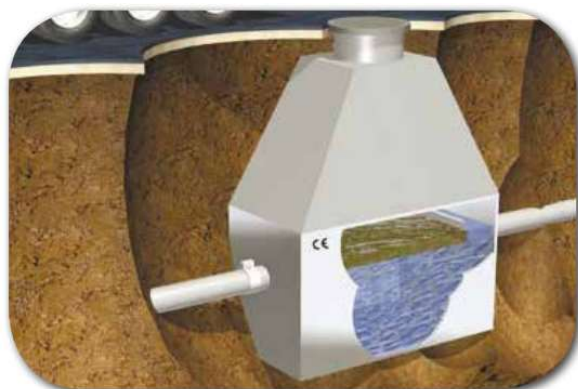
3.2.3.4 Fettutskiller

Fett er noe som kan finnes i gråvann og svartvann. Fett er ikke oppløselig i vann og vil legge seg i vannoverflaten. Dette kan derfor fjernes ved å bruke en overflatesperre som holder tilbake partikler som ligger i overflaten, kalt fettutskiller (Tilley, Ulrich, Lüthi, Reymond, & Zurbrügg, 2014, s. 100), som vist i figur 14. Her brukes en løsning for fjerning av fett og oljer kombinert med flotasjon og sedimentering (s. 100).



Figur 14: Metode for å fjerne fett og oljer fra vann kombinert med sedimentering og flotasjon for å fjerne partikl (Tilley, Ulrich, Lüthi, Reymond, & Zurbrügg, 2014, s. 100) er.

Fettutskiller kan benyttes i mindre enheter i tilknytning til funksjonene som dusj og servant eller benyttes i forbindelse med et større renseanlegg (s. 100). Fettutskillerne er blitt benyttet i INTOPS ved avløp fra kjøkken. Her er fettutskilleren blitt gravd ned med avløpskabel og med inspeksjonsluke (Hegg, personlig kommunikasjon, 2019) (Bondehagen, personlig kommunikasjon, 2019) og ligner på fettutskilleren som vist i figur 15.



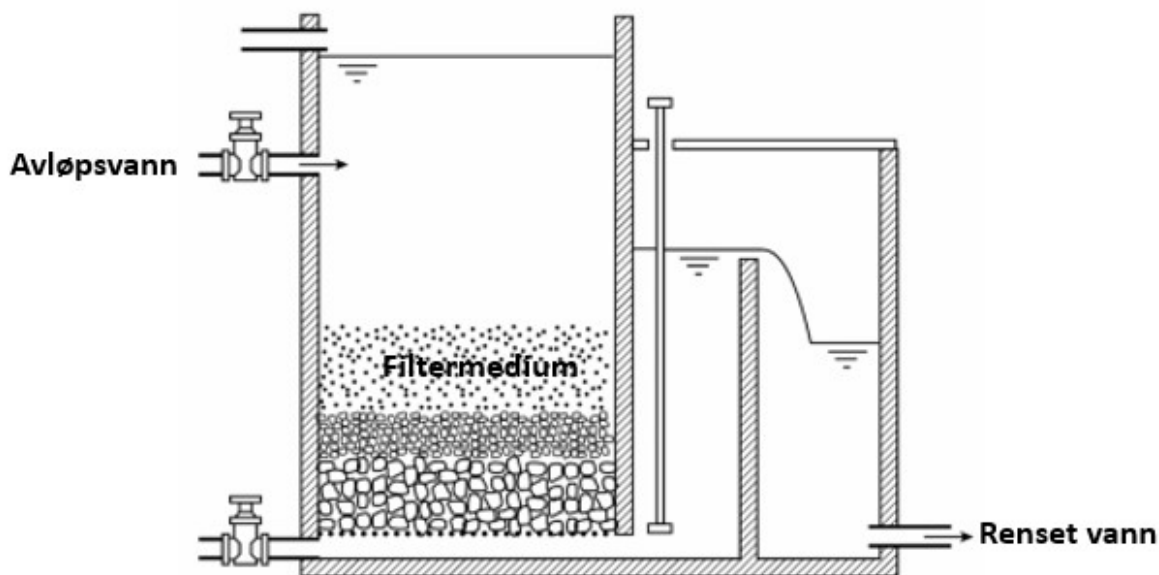
Figur 15: Utvendig fettutskiller (Brødrene Dahl AS, 2019).

3.2.4 Biologiske rensemetoder

Biologiske rensemetoder innebærer at smittestoffer fjernes fra vannet med biologisk aktivitet (Metcalf & Eddy Inc., et al., 2014, s. 12). Metoden brukes primært til å fjerne kolloider eller oppløst NOS fra vannet, men kan også fjerne fosfor og nitrogen (N) (s. 12). Biologiske metoder som nevnes i oppgaven er langsomfiltrering med biofilter.

3.2.4.1 Langsomfiltrering

Metoden består av et sandfilter som vannet passerer gjennom i lav hastighet (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 88). I de øverste 5-10 cm avsettes blant annet smittestoffer og NOS, som fører til vekst av bakterie, sopp og protozoer som legger seg i det øverste laget som en biofilm (s. 88). Smittestoffene spiser NOS som fester seg i laget, og til en viss grad renser filteret (s. 88). Metoden medfører reduksjon i NOS og smittestoff (s. 88). Biofilmen må fjernes når gjennomstrømningen i filteret ikke er tilstrekkelig (s. 88). Filteret fungerer ikke som en fullstendig hygienisk barriere, fordi nye eller rengjorte filtre ikke stopper smittestoffer (s. 88). Metoden er enkel i drift og har lite behov for utstyr og automatikk, men er plasskrevende, siden lav gjennomstrømning i filter fører til stort arealbehov (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004c, s. 167). Figur 16 viser prinsipp for langsomfiltrering.



Figur 16: Oppbygning av et langsomfilter (Sustainable Sanitation and Water Management Toolbox, 2019).

3.3 Konsept for leiretablering

3.3.1 Ansvarsfordeling

En fase 2 leir defineres av FB (Forsvarsbygg, 2015, s. 19) som «en semipermanent etablering som normalt skal driftes i maksimalt 18-24 måneder, og man i hovedsak anvender basemateriell for etableringen». Leire som er ment å driftes lengre enn dette, defineres som en fase 3- leir (s. 19).

Ansvarsfordelingen for eiendom, bygg og anlegg (EBA) i operasjoner i utlandet stadfestes i «Retningslinjer for tjenestefeltet eiendommer, bygg og anlegg» (Forsvarsdepartementet, 2010, s. 21). Ved etablering av permanent EBA er FB ansvarlige for etablering, mens for etableringen av feltmessige og midlertidige løsninger er det Hærens ingeniørstyrker som er ansvarlige. I en fase 2- leir benytter man seg ofte av Forsvarets basemateriell (Hærens våpenskole, UÅ), som består av telt og containerbaserte systemer. Dette innebærer midlertidige løsninger, og dermed er ingeniørstyrkene i hovedsak ansvarlige (Forsvarsdepartementet, 2010, s. 21). Likevel skal FB «støtte Forsvaret med EBA ifm. oppfølging og gjennomføring av planlagte og pågående operasjoner, herunder forberedelser, planlegging og gjennomføring av deployeringer og termineringer» (s. 21). Dersom leiren oppgraderes til en permanent løsning, vil FB også være ansvarlige for dette (s. 21). Derfor vil etablering av fase 2- leire ofte innebære et samarbeid mellom FB og Forsvaret.

Av erfaring fra tidligere operasjoner i utlandet vil ofte behovet for fase 2 leirer utvides i tid, slik at driftstiden vil kunne gå langt over den planlagte tiden. Likevel vil leiren være Forsvaret sitt ansvarsområde. Eksempelvis ble fase 2- leiren «Camp Nidaros» i Mazar-e Sharif (MeS) i Afghanistan driftet i 8 år, fra februar 2006 til juli 2014 (Forsvaret, 2014). Siden driftstiden kan utvides, er det viktig å benytte løsninger som er bærekraftige for lengre tidsperioder enn den planlagt driftstiden.

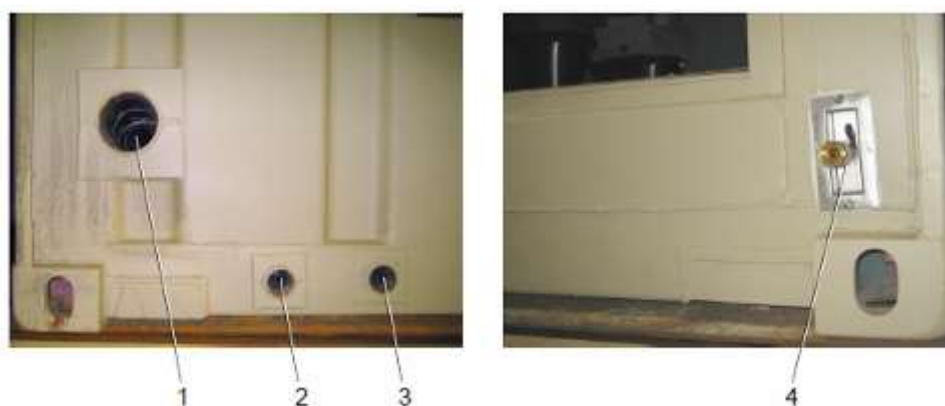
Fase 2- leiren prosjekteres og etableres av Theatre Enabling Force (TEF), som består av diverse ingeniørressurser med nødvendig kompetanse for å kunne gjennomføre slikt arbeid (Forsvarsbygg, 2003, s. 1.3). Drift og vedlikehold skal kunne drives av operativ avdeling (s. 1.3). Dersom det etableres vannrenseanlegg, vil det derimot være behov for en egen vanngruppe/ lag fra FKL log-skolen med tilstrekkelig kompetanse (Dønnum & Lunde, personlig kommunikasjon, 2019). Denne gruppen har tidligere også utført rensing og gjenbruk av gråvann i Minurcat 2, Tsjad fra 2009-2010. Systemet for rensing av gråvann de brukte der ønsker de ikke å benytte videre (Dønnum & Lunde, personlig kommunikasjon, 2019). Rensing

og gjenbruk av gråvann er i dag en oppgave de hverken er tildelt, utrustet eller oppsatt for å kunne løse (Dønnum & Lunde, personlig kommunikasjon, 2019).

3.3.2 Basemateriell som produserer gråvann

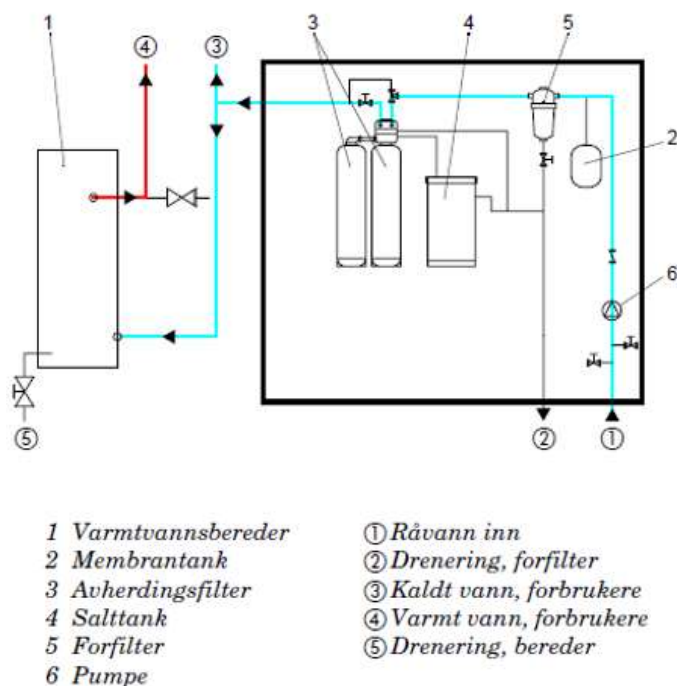
Basemateriellet er et containerbasert system som inneholder viktige funksjoner for en militær leir, også kalt basesettet, til bruk i operasjoner og øvelse i inn- og utland. Basesettet er en generisk leir for 200 personer som inneholder nesten alle funksjoner som er nødvendige for en leir (Hærens våpenskole, UÅ, s. 3). Om leiren er større enn dette, kan man supplementere ved å tilføre flere sett. Funksjonene i basemateriellet som bruker vann er sanitær-, kjøkken- og vaskericontaineren. Disse funksjonene er utviklet og laget av CSI Norway.

Sanitærcontaineren på 20 fot (CSI Norway, 2007) brukes i leiretablering av Forsvaret i dag som en del av basesettet. I containeren er det tre toaletter, tre dusjer, fire servanter og en tomanns-urinal. Avløpsvann skilles i containeren i tre rør: en for urinal (Ø50mm), en for dusj og servant (Ø50mm) og en fra toalettet (Ø100mm). Figur 17 viser rørkoblingene til inntak og avløp. Gråvann og svartvann er i utgangspunktet skilt, men kan kobles sammen utenfor containeren. Sanitærcontaineren har også strømuttak som kan brukes til pumpe for gråvann- og svartvannsavløp. Vann til samtlige funksjoner er koblet på samme inntak. Dette kan gjøres om slik at vanninntak til toalett og dusj/ servant skilles. Da kreves det personell med rørleggerkompetanse, og dette har vært gjort tidligere på disse containerne i Minurcat 2 (Dønnum & Lunde, personlig kommunikasjon, 2019). Containeren har en enkel vannbehandlingsenhet som består av 130 µm forfilter, en salttank og en avherder som reduserer jern og mangan (CSI Norway, 2007).



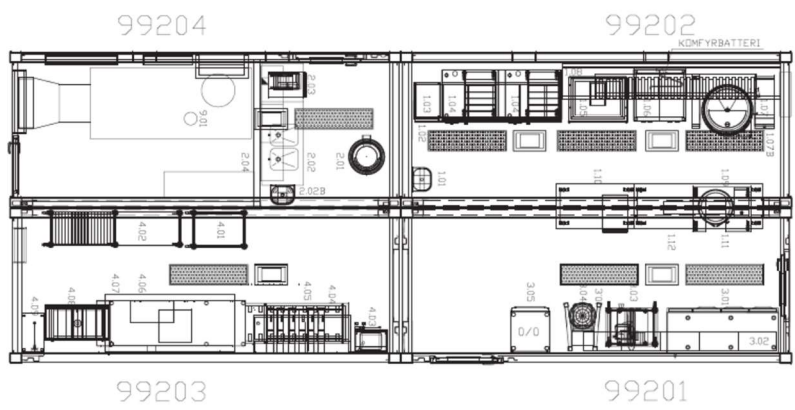
Figur 17: Vanninntak- og avløpstilkoblinger for sanitærcontainer. 1: Avløp fra toalett (100mm). 2: Avløp fra urinal (50mm). 3: Avløp fra dusj og vask (50mm). 4: Vanninntak (CSI Norway, 2007)

Vaskericontaineren i basemateriellet har 6 stk. Miele PW 6055 Plus vaskemaskiner, 6 stk. Miele PT 7136 tørketromler og såpedoseringsutstyr (FLO/S/SBL Basemateriell, 2008). Vannforbruket er avhengig av hvor mye som skal vaskes. Det minste vannforbruket per plagg som vaskes er når vaskemaskinen fylles helt opp med klær (Hegg, personlig kommunikasjon, 2019). Tiltak kan være å bruke vaskenett som skal være fulle før den enkelte kan vaske sine klær. Containeren har et vannbehandlingsanlegg som vist i figur 18, som benytter metoden ionebytte for å redusere vannets innhold av partikler, jern, kalk og mangan (FLO/S/SBL Basemateriell, 2008, s. 3.29).

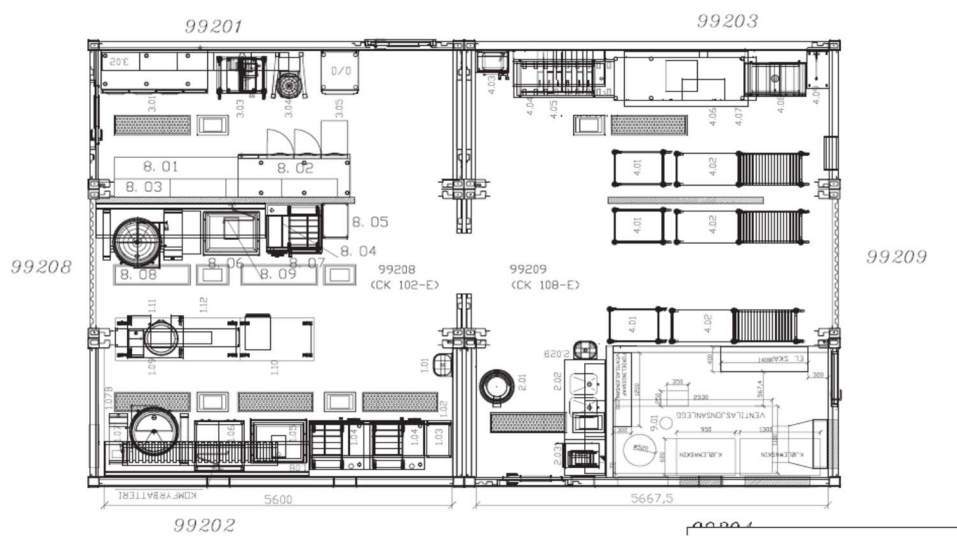


Figur 18: Skjematisk fremstilling av vannbehandlingsanlegg i vaskericontaineren (FLO/S/SBL Basemateriell, 2008, s. 3.30).

Kjøkkencontaineren består av 4 20- fots containere som er dimensjonert for å produsere mat for 300-600 personer (Hærens våpenskole, UÅ, s. 28) og kapasiteten kan økes til å produsere mat for 500-1000 personer ved å utvide med 2 stykk 20- fots containere. Figur 19 og 20 viser plantegninger over de to løsningene.



Figur 19: Plantegning av kjøkkencontainer ved bruk av 4 containere (Hærens våpenskole, UÅ, s. 28).



Figur 20: Plantegning av kjøkkencontainer ved bruk av 6 containere (Hærens våpenskole, UÅ, s. 28).

3.3.3 Vannkilder

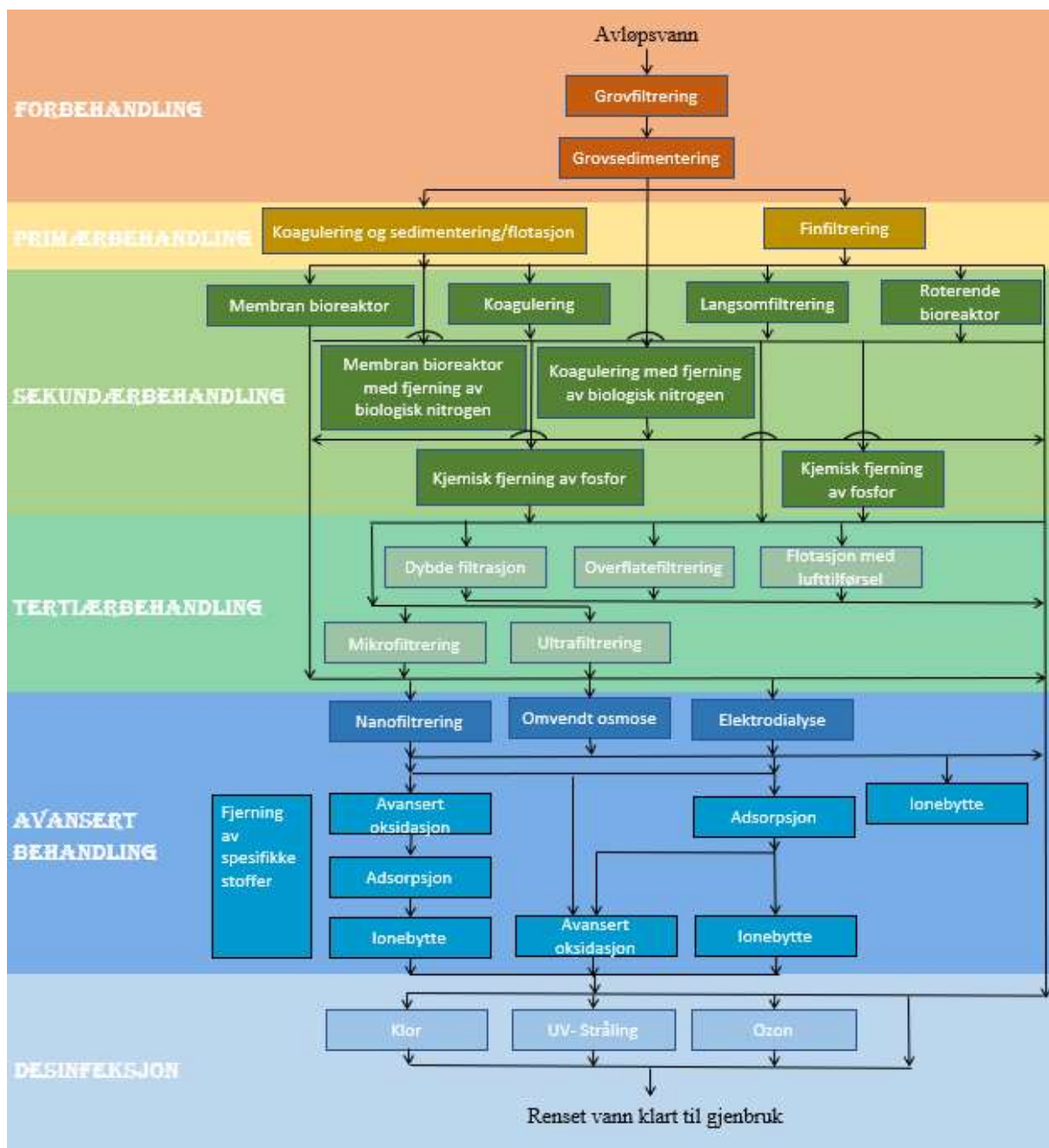
Ved etablering i INTOPS er tilgangen til en vannkilde en av de viktigste faktorene som må undersøkes. I hovedsak skilles det mellom to typer vannkilder, dette er overflatevann og grunnvann. Overflatevann er vann som ligger i overflaten, slik som elver, innsjøer, dammer og lignende (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004b, s. 4), mens grunnvann er vann som finnes i sprekkssystemer i fjellgrunnen, eller i løsmasser i grunnen (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004b, s. 7). Generelt sett vurderes dype innsjøer eller grunnvann fra løsmasser som gode løsninger, og det bør tilstrebes å benytte slike kilder (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004b, s. 13).

Flere av Forsvarets leirer ligger historisk i områder med vannmangel eller ørkenområder, og i Afghanistan fant man stort sett grunnvann i umiddelbar nærhet av leirer (Forsvarsbygg, 2015, s. 92). Dette har ført til at boring etter grunnvann er den vanligste vannkilden i INTOPS. Fordelen med grunnvann, sett mot overflatevann er at det er enklere å kontrollere nedbørsfeltet eller influensområdet, og slik sett ha kontroll på hvilke forurensninger som eventuelt finnes i vannet (Nasjonalt Folkehelseinstitutt, 2004b, s. 13).

3.4 Renseanlegg

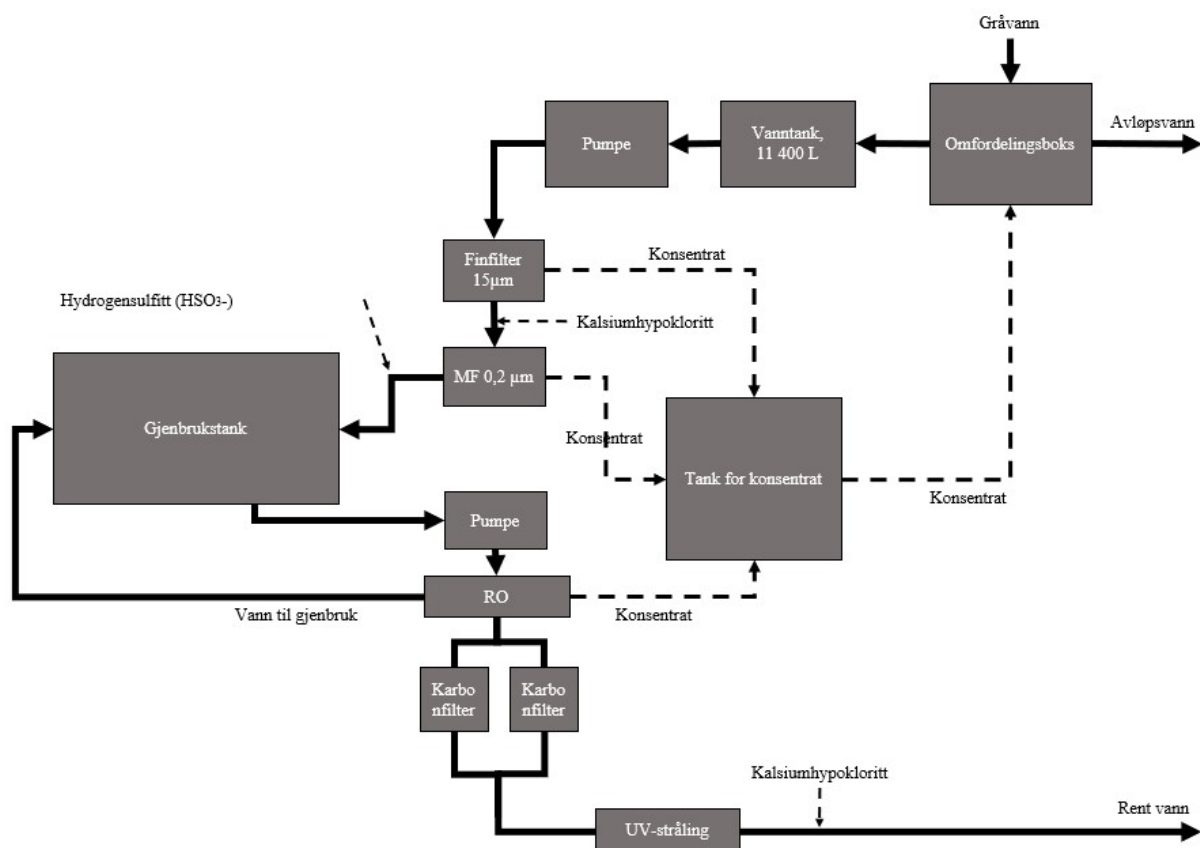
Kapittelet vil se nærmere på forskjellige renseanlegg som har vært eller er benyttet, hvilke rensemetoder som inngår i disse og hvilken kvalitet de renses.

USAPHC har skrevet om hvordan renseanlegg bør være oppbygd i kortvarige eller semi-permanente operasjoner (USAPHC, 2014a, s. 67). Her deles rensemetodene inn i forbehandling, primærbehandling, sekundærbehandling, tertiærbehandling, avansert behandling og desinfeksjon. Figur 21 er oversatt og tilpasset fra USAPHC.



Figur 21: Flytskjema for oppbygning av renseanlegg. Oversatt og gjengitt fra USAPHC (USAPHC, 2014a, s. 20).

SWRS er et containerbasert system som Army's Product Manager Force Sustainment Systems har utviklet for å rense vann fra dusj til gjenbruk i dusj (Good, 2011). Det er siden blitt videreutviklet til også å rense vann fra klesvask (Outdoor Venture Corporation, 2019). Produsenten oppgir at systemet kan rense 45500 liter per dag, og gjenvinne 37900 liter av disse, noe som tilsvarer en gjenvinningsgrad på 83% (Outdoor Venture Corporation, 2019, ss. 0002-1). Erfaringstall fra U.S. Army oppgir at systemet kan behandle opptil 45500 liter per dag og gjenvinne 34100 liter av disse, noe som tilsvarer en gjenvinningsgrad på 75% (Good, 2011). Systemet renser dusjvannet gjennom stegene som er vist i figur 22. Hydrogensulfitt tilsettes for å redusere mengden fritt klor (Environmental Protection Agency, 2000).



Figur 22: Oppbygningen av SWRS. Figuren er oversatt og gjengitt (Headquarters, Department of the Army, 2016).

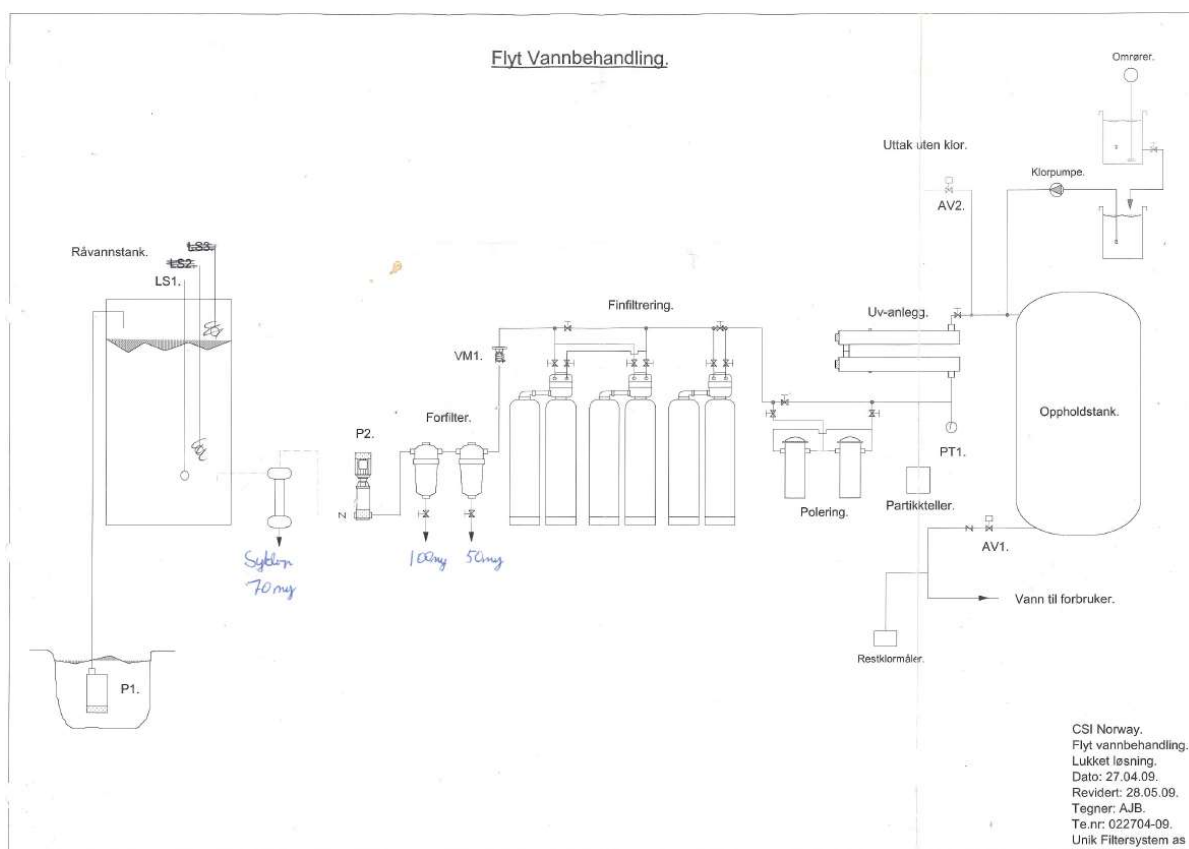
Systemet kan driftes i temperaturer mellom +49 grader Celsius til -26 grader celsius (U.S. Army, 2010). Systemet består av en container på 8x8x6,5 fots trippelcontainer (TRICON) som vist i figur 23 (U.S. Army, 2010).



Figur 23: SWRS- rensecontainer (Good, 2011). Bildet viser renseanlegget, som er en del av trippelcontaineren.

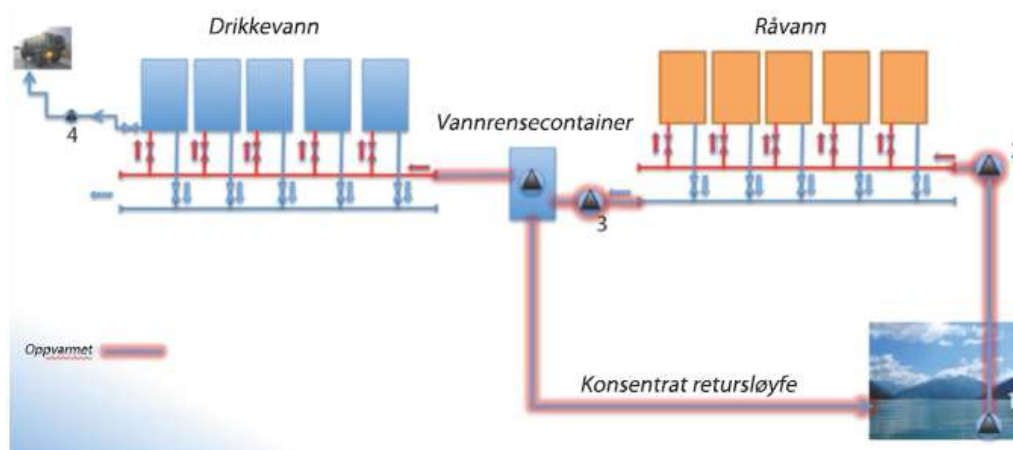
Forsvaret benyttet et eget renseanlegg i Tsjad som ble kalt **Hegg 8000** (Camp supply International AS, 2009). Anlegget renses grunnvann til driftsvann. Dette er en vannkvalitet som vil tilsvare hygienisk vann etter dagens STANAG. Bakgrunnen for dette var at vannet inneholdt forhøyede verdier av blant annet fluor, sett opp mot drikkevannstandarden. Figur 24 viser rensetrinnene. Anlegget besto av følgende rensetrinn (CSI Norway, 2009):

1. Forfiltrering, 100 μm
2. Forfiltrering, 50 μm
3. Finfiltrering:
 - For fargereduksjon, lukt, smak og klorinnhold: Aktivkull
 - For korrosjonskontroll: Kalsiumkarbonat- tilsetning
 - For partikkelfjerning ned til 20-30 μm : Sandfilter
 - For partikkelfjerning ned til 5 μm : Keramisk filter
4. Avherdingsfilter
5. UV- stråling
6. Klor



Figur 24: Tegning av rensetrinnene i Hegg 8000. Hentet fra teknisk manual for Hegg 8000 (CSI Norway, 2009)

Forsvarets vannrenseanlegg (Forsvarets logistikorganisasjon, 2016) er et anlegg som benyttes i dag til vannrensing til drikkevannskvalitet i Forsvaret. Systemet består av en vannrensecontainer, en aggregatcontainer, en tilbehørscontainer, fem råvannstanker og fem drikkevannstanker med tilhørende pumper og ledninger (s. 1.1). Figur 25 viser konseptskisse for anlegget.



Figur 25: Skisse av Forsvarets rensesanlegg (s. 3.5)

Rensecontaineren benytter følgende metoder:

- To stykk filtre (MF eller finfiltre) (s. 3.12)
- Koagulering/ flokkulering (s. 3.17)
- UF, 0,02 μm (s. 3.7)
- Avkalkingsmiddel (s. 3.17)
- RO (s. 3.7)
- Klorering (ss. 3.12-3.13)
- Ved behov: pH-justering og remineralisere (s. 3.27)

Vannrenseanlegget har også mulighet til å remineralisere og pH-justere ved behov. I forfiltreringen tilpasses filteråpningen fra 0,5 til 200 μm avhengig av hvilke rensemetoder som benyttes i prosessen videre (ss. 3.12-3.13).

Rensecontaineren har mulighet til å tilpasse metodene etter råvannets kvalitet. Eksempelvis kan den benytte både UF og RO samtidig eller kun en av dem (s. 3.11). Om råvannet er av god nok kvalitet brukes ikke RO for å spare strøm og få bedre utnyttelsesgrad. Systemet har en utvinningsgrad på om lag 50% ved bruk av RO og ca. 90% ved bruk av UF uten RO, basert på erfaring under bruk fra vanngruppen. (Dønnum & Lunde, personlig kommunikasjon, 2019). Dette er omtrentlige tall som avhenger av vannkvalitet.

3.5 Vannforbruk og mengder i INTOPS

Vann blir benyttet til en rekke forskjellige ting i INTOPS. Dette kan deles inn i kategoriene dusj, matlaging og drikke, klesvask, toaletter (håndvask i servanter ligger her under toaletter, da dette er organisert i samme container i det amerikanske basesettet) og vask av kjøretøy (Noblis, 2010, ss. 24-25). Disse kategoriene baserer seg på forbruket fra de forskjellige containerne i det amerikanske basesettet. Dette skiller seg litt fra det norske, ved at toaletter og dusj er skilt i forskjellige containere. Forbruket som er estimert fra det amerikanske basesettet, på bakgrunn av målinger gjort under drift, er oppsummert i tabell 14. Totalt blir dette et forbruk på 144 liter per person per døgn, som ikke er veldig forskjellig fra Meymaneh (fase 3 leir) hvor vannforbruket etter hvert ble stabilisert til 115-120 liter per person per døgn (Forsvarsbygg, 2015, s. 94). I tillegg til det personlige vannforbruket kommer vask av kjøretøy, her estimerer det amerikanske basesettet et forbruk på 3,5 liter per kampkjøretøy per døgn (Noblis, 2010, s. 25).

Tabell 14: Vannforbruk i det amerikanske basesettet.

Vannforsyning	
Hva	Mengde (L/pers/dag)
Dusj	76
Matlaging og drikke	13
Klesvask	36
Toaletter	19
Sum	144

Forbruket av vann fører også med seg avløpsvann i form av gråvann og svartvann, planleggingstall fra det amerikanske basesettet er oppsummert i tabell 15. Totalt fører dette til 22 liter svartvann per person per døgn og 111 liter gråvann per person per døgn, hvorav 102 liter er vann fra dusj og klesvask (Noblis, 2010, s. 27).

Tabell 15: Avløpsvann fra amerikanske basesettet.

Avløpsvann	
Hva	Mengde (L/pers/dag)
Svartvann	22
Gråvann	111
Klesvask	33
Dusj	69
Matlaging	9
Sum	133

Disse tallene skiller seg noe fra planleggingstallene i NATO Guide for Scales and Standards for Deployable Force Infrastructure (DFI) som er vist i tabell 16 og 17. Disse tallene er en mer generell tilnærming til etablering av fase 2 leir enn tallene fra det amerikanske basesettet (NATO, 2006, s. 1). For denne oppgaven velges det derfor å ta utgangspunkt i erfaringstallene fra det amerikanske basesettet.

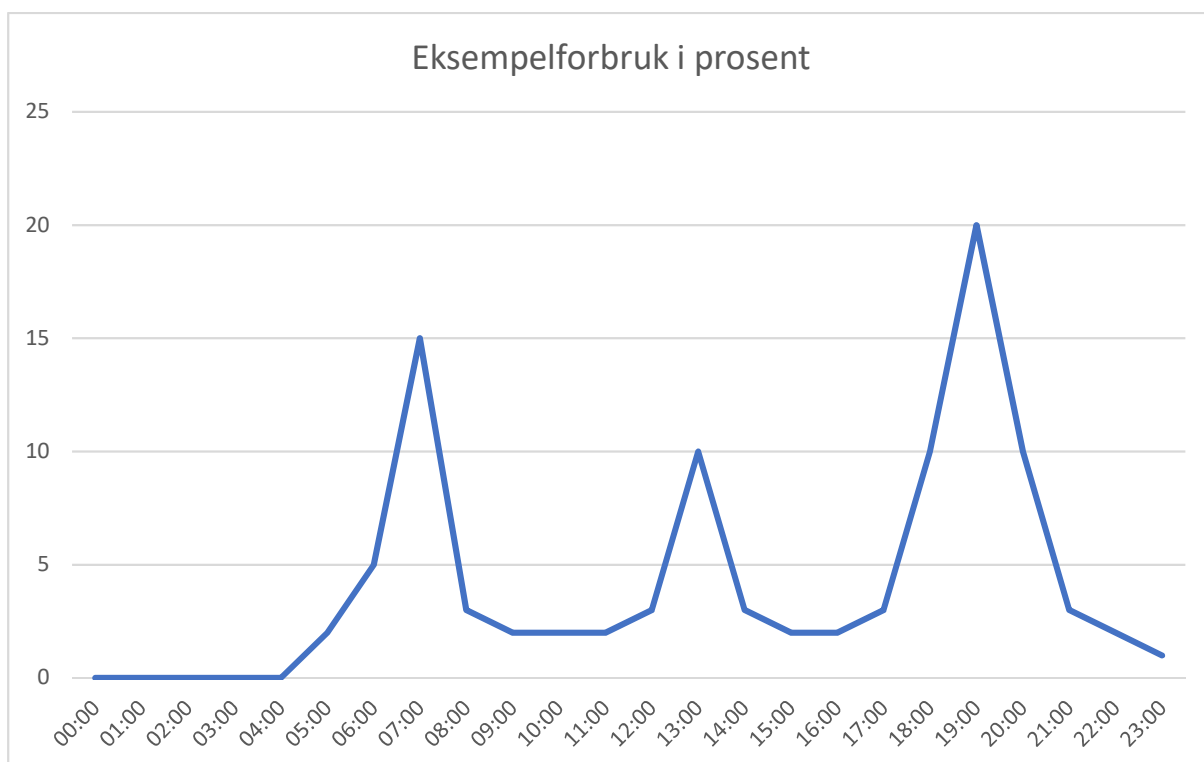
Tabell 16: Vannforbruk NATO guide.

Vannforsyning	
Hva	Mengde (L/pers/dag)
Drikkevann	25
Medisinsk	17.5
Varmebehandling	5
Personlig hygiene	22.5
Matlaging	35
Klesvask	20
Diverse	25
Sum	150

Tabell 17: Avløpsvann NATO guide.

Avløpsvann	
Hva	Mengde (L/pers/dag)
Svartvann	40
Gråvann	50
Sum	90

I INTOPS er vannforbruket ofte veldig varierende gjennom et døgn, og avhengig av operasjonsmønsteret i leiren. Forbruket vil som oftest være høyt ved morgenen når folk står opp, vasker seg og går på do. Rundt lunsjtider hvor en del også kombinerer med dopause. Og på kvelden/ettermiddag, etter tjenesten er ferdig og folk skal i dusjen, vaske klær og lignende. Ett eksempelforbruk er vist i figur 26, dette baserer seg på informasjon fra intervjuer og tallene er kun et eksempel på hvordan dette kan se ut med topper rundt de tre periodene i døgnet. Toppene i forbruket og i mengden gråvann som produseres kan føre til en overbelastning på et eventuelt rensesystem, med mindre det planlegges med buffertanker eller lignende, for å gi rensenanlegget en jevn tilførsel (Hegg, personlig kommunikasjon, 2018). Utover en jevn tilførsel til rensenanlegget kan buffertanker også bidra som en del av beredskapslagringen av vann.

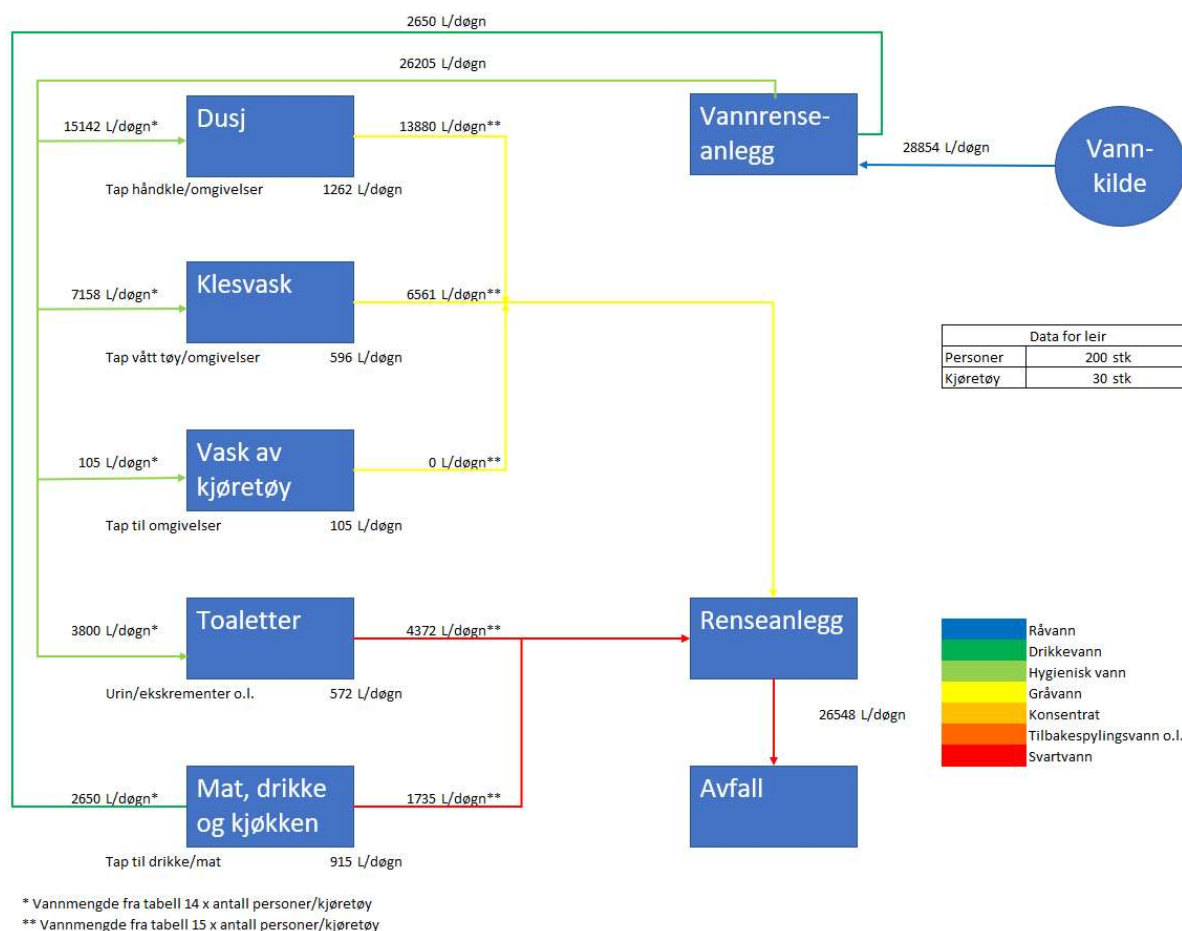


Figur 26 Eksempelforbruk gjennom et døgn for en fase 2 leir.

4 Resultater

4.1 Vannmengde som kan gjenbrukes

Ved å benytte tallene for vannforbruk fra det amerikanske basesettet, gjengitt i kapittel 3.5, på en norsk fase 2 leir for 200 personer og et antatt antall kampkjøretøy på 30, får leiren et totalt vannuttak på 28854 liter per døgn, og avløpet er på 26548 liter per døgn. Hvordan dette fordeler seg på de forskjellige funksjonene i en fase 2 leir er vist i figur 27. I figuren er grønt drikkevann, lys grønn er hygienisk vann, oransje er gråvann, rødt er svartvann og blått er råvann.

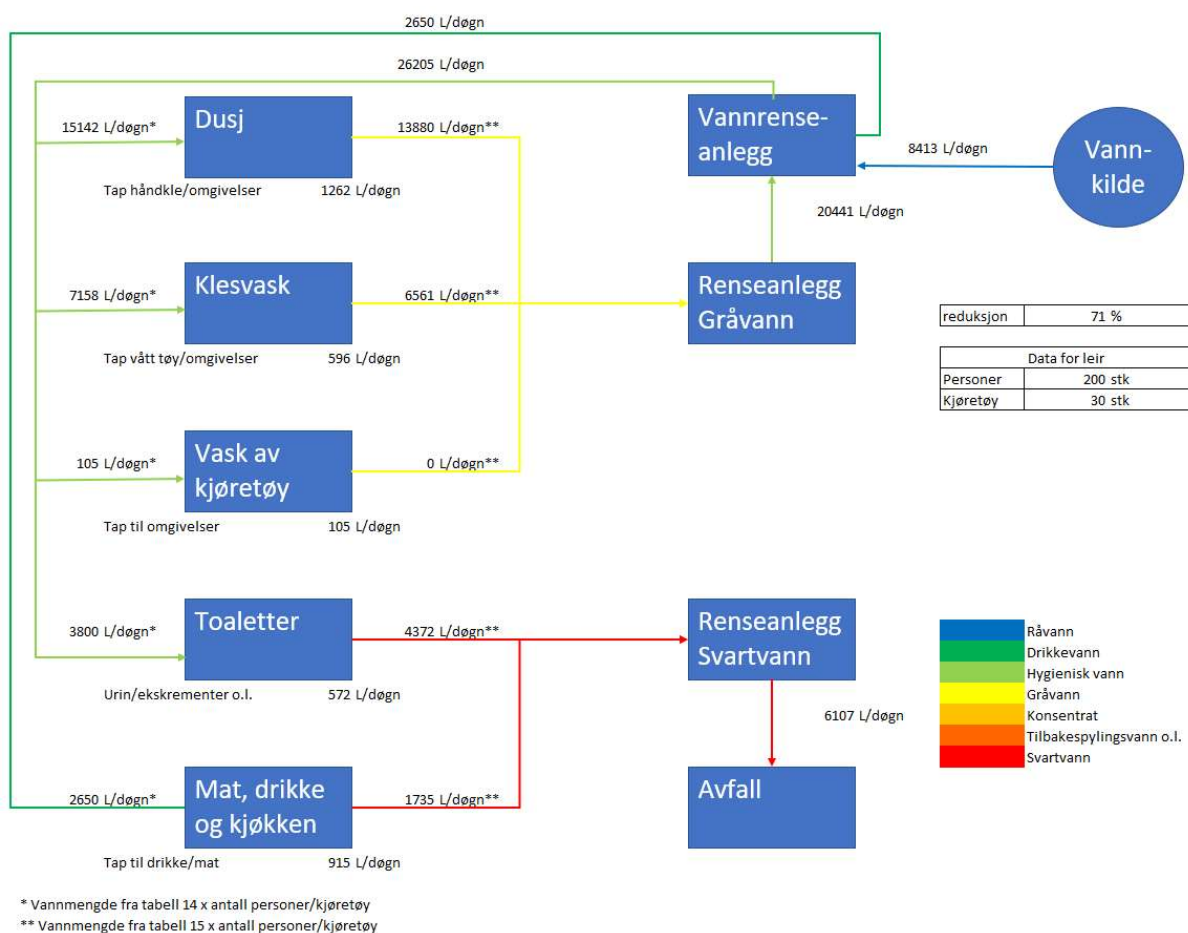


Figur 27: Fordeling av vann i INTOPS uten gjenbruk av gråvann.

Av de 26548 literne som går i avløp daglig er 20441 liter gråvann, 4372 liter svartvann og 1735 liter vann fra kjøkken og matlaging. Selv om vann fra kjøkken og matlaging er regnet som gråvann da det ikke inneholder menneskelig avføring, er mengden vann det bidrar med relativt liten, sett opp imot mengden forurensning det tar med seg. Vann fra kjøkken og matlaging bør derfor ikke inngå i et system for gjenbruk av gråvann.

UGRADERT

For en tilsvarende leir med 200 personer og 30 kjøretøy, men med et anlegg for rens og gjenbruk av gråvann kan forbruket se ut som i figur 28. Her er det daglige uttaket av vann redusert til 8413 liter per døgn, noe som er en reduksjon på 71%. Her går vannet fra dusj, klesvask, og eventuelt vask av kjøretøy, til et renseanlegg for gråvann, før det sendes tilbake på nettet som hygienisk vann. Dette er en teoretisk reduksjon av uttak, og tar ikke høyde for vann som forsvinner som en del av renseprosessen eller tilsvarende.



Figur 28: Fordeling av vann i INTOPS med gjenbruk av gråvann.

4.2 Forventet kvalitet av gråvannet

Kvaliteten på gråvann i en fase 2 leir er forventet å være noe bedre enn den generelle kvaliteten på gråvann, dette er med bakgrunn i «befolkningens» sammensetning, som i stor grad er unge og friske, i motsetning til den generelle befolkningen hvor fekal forurensning fra klesvask og dusj/bad kan forekomme fra spedbarn og eldre (USAPHC, 2014a, s. 12).

Militære leirer i utlandet har ofte innleid lokal arbeidskraft til vedlikehold, diverse byggeprosjekter og annet arbeid. Dette er en befolkningsgruppe med helt andre sykdommer enn man er kjent med i Norge, og det bør vurderes hvorvidt disse skal benytte fasiliteter som er tilknyttet avløpsnett, heller enn gråvannsnett (Utkilen, 2013, s. 26). Med tanke på ekstra forurensning av gråvannet bør også dusj og lignende fra feltsykehus kobles på ledningsnett for svartvann (World Health Organization, 2006, s. xvi).

Tabell 18 viser den antatte kvaliteten av gråvannet på gråvannsnett i INTOPS. Denne tabellen tar utgangspunkt i vannmengdene fra tabell 15 og vannkvaliteten for vannet fra gitte funksjoner i tabell 3. Med dette utgangspunktet beregnes den forventede konsentrasjonen når gråvann fra dusj og klesvask blandes i et felles gråvann. Verdiene er bare beregnede verdier med utgangspunkt i flere forskjellige datasett, og gir kun en pekepinn om den forventede kvaliteten på gråvann i et gråvannsnett for en fase 2 leir, for videre arbeid bør det tilstrebes å skaffe spesifikke data fra en fase 2 leir.

Tabell 18: Antatt kvalitet på gråvann i INTOPS.

	Enhet	Gråvann INTOPS	
		Nedre	Øvre
Mikrobiologisk	-		
Koliforme bakterier	CFU/100 ml	3.66	6.06
Enterokokker	CFU/100 ml	1.77	4.27
Escherichia coli (E. coli)	CFU/100 ml	2.02	2.08
Clostridium perfringens	CFU/100 ml		4.60 ¹
Pseudomonas aeruginosa	CFU/100 ml		3.3*10 ³ ¹
Fysisk			
Ledningsevne	µS/cm		305.76
pH	-		7.95
Turbiditet	NTU		118.15
Hardhet	dH°		14.84
Kjemisk (uorganisk)			
Arsen	µg/L		0.2-13 ¹
Bor (grunnstoff)	mg/L		0.19
Kadmium	µg/L		1.32
Klor	mg/L		19.78
Krom	µg/L		1.28
Kobber	mg/L		0.06
Fluorid	mg/L		0.49-1.6 ¹
Jern	mg/L		0.53
Bly	µg/L		0.96
Magnesium	mg/L		1.76
Mangan	mg/L		0.02
Kvikksølv (grunnstoff)	µg/L		0.02 ¹
Nikkel (grunnstoff)	µg/L		11.00 ¹
Selen	µg/L		0.20 ¹
Sulfat	mg/L		35.00 ¹
Nitrat	mg/L		0.17
Nitritt	mg/L		0.06

[1] Verdier hentet fra kombinert gråvann, kan også inneholde kjøkken.

4.3 Rensemetoder

For å kunne rense gråvann til gjenbruk, må man benytte rensemetoder som kan fjerne stoffene som finnes i gråvannet. Tabell 19 viser hvilke stoffer som antas eksisterer i gråvann i INTOPS og hvilke rensemetoder som kan benyttes for å fjerne stoffene eller inaktivere/fjerne smittestoffer.

De antatte verdiene i tabell 18 er i flere tilfeller langt lavere enn anbefalte verdiene i vedlegg A. Likevel kan de ha påvirkning for utarbeidelse av et gråvannsanlegg, da gråvannet skal gjenbrukes flere ganger. Dersom ikke disse stoffene fjernes i rensanlegget, vil konsentrasjonen øke for hver runde igjennom systemet. Dermed vil det til slutt kunne gi konsentrasjoner som overskrider kravene.

Tabell 19: Oversikt over hvilke stoffer gråvannet kan inneholde og hvilke metoder som kan benyttes for å redusere disse. Rensemetoder er hentet fra diverse kilder nevnt i teorikapittel under de forskjellige rensemetodene.

Problem	Metoder som kan fjerne problemet
Mikrobiologisk*	
koliforme bakterier	UV-stråling, ozon, klor, RO, NF, UF, MF
Enterokokker	UV-stråling, ozon, klor, RO, NF, UF, MF
E. coli	UV-stråling, ozon, klor, RO, NF, UF, MF
Clostridium perfringens	UV-stråling, RO, NF, UF
Pseudomonas aeruginosa	UV-stråling, ozon, klor, RO
Fysisk	
Ledningsevne	RO, ionebytte,
pH -verdi	RO, PH- justering, NF
Turbiditet	RO, MF, UF, NF, langsamfiltrering, filtrering, adsorpsjon, koagulering, Ionebytte, ozon, sedimentering, flotasjon
Hardhet	Ionebytte, koagulering, RO, NF
Fett	Fettutskiller
Kjemisk(uorganisk)	
Arsen (As)	RO, NF, adsorpsjon, koagulering, ionebytte
Bor (grunnstoff)(B)	RO, NF, ionebytte
Kadmium (Cd)	RO, NF, adsorpsjon
Klor (Cl-)	RO, adsorpsjon
Krom (Cr)	RO, NF, ionebytte, koagulering
Kobber (Cu)	RO, NF, adsorpsjon, koagulering,
Fluorid (F-)	RO, adsorpsjon
Jern (Fe)	RO, NF, oksidasjon (Lufting/ozon) med koagulering og separasjon,
Bly (Pb)	RO, NF, adsorpsjon
Magnesium (Mg)	RO, NF, ionebytte

Mangan (Mn)	RO, NF, oksidasjon, adsorpsjon, ionebytte, koagulering
Kvikksølv (grunnstoff) (Hg)	RO, NF, koagulering
Nikkel (grunnstoff) (Ni)	RO, NF, koagulering, adsorpsjon
Fosfor (P)	RO, NF, koagulering
Selen (Se)	RO, NF, adsorpsjon
Sulfat (SO ₄ ⁻²)	RO, NF
Nitrat (NO ₃ ⁻)	RO, adsorpsjon, ionebytte, langsamfiltrering
Nitritt (NO ₂ ⁻)	RO, ionebytte, ozon

**Fjerning av mikrobiologiske stoffer krever flere hygieniske barrierer. UF, NF og MF er ikke å regne som tilstrekkelig hygieniske barrierer.*

RO vil kunne fjerne alle stoffer, men bør ha forfiltrering for å redusere slitasje og tetting av membranen. En ytterligere hygienisk barriere må også benyttes for å tilfredsstille kravet om tilstrekkelig antall uavhengige hygieniske barrierer. En løsning for å fjerne alle stoffene i vannet må derfor innebære flere metoder.

4.4 Alternative løsninger

På bakgrunn av teori, tidligere resultater og krav er det utarbeidet fire konseptuelt forskjellige løsninger. Disse skiller seg fra hverandre i hvilket krav som settes for det rensede vannet, og hvilke metoder som benyttes for å nå dette kravet. De tre forskjellige vannkvalitetskravene er hygienisk vann (NATO STANAG, 2019, s. 4), drikkevann (Helse og omsorgsdepartementet, 2017) og badevann (Helse- og omsorgsdepartementet, 2015). Alternativene er basert på tabell 19 som viser hvilke rensemetoder som må benyttes, og i de forskjellige alternativene.

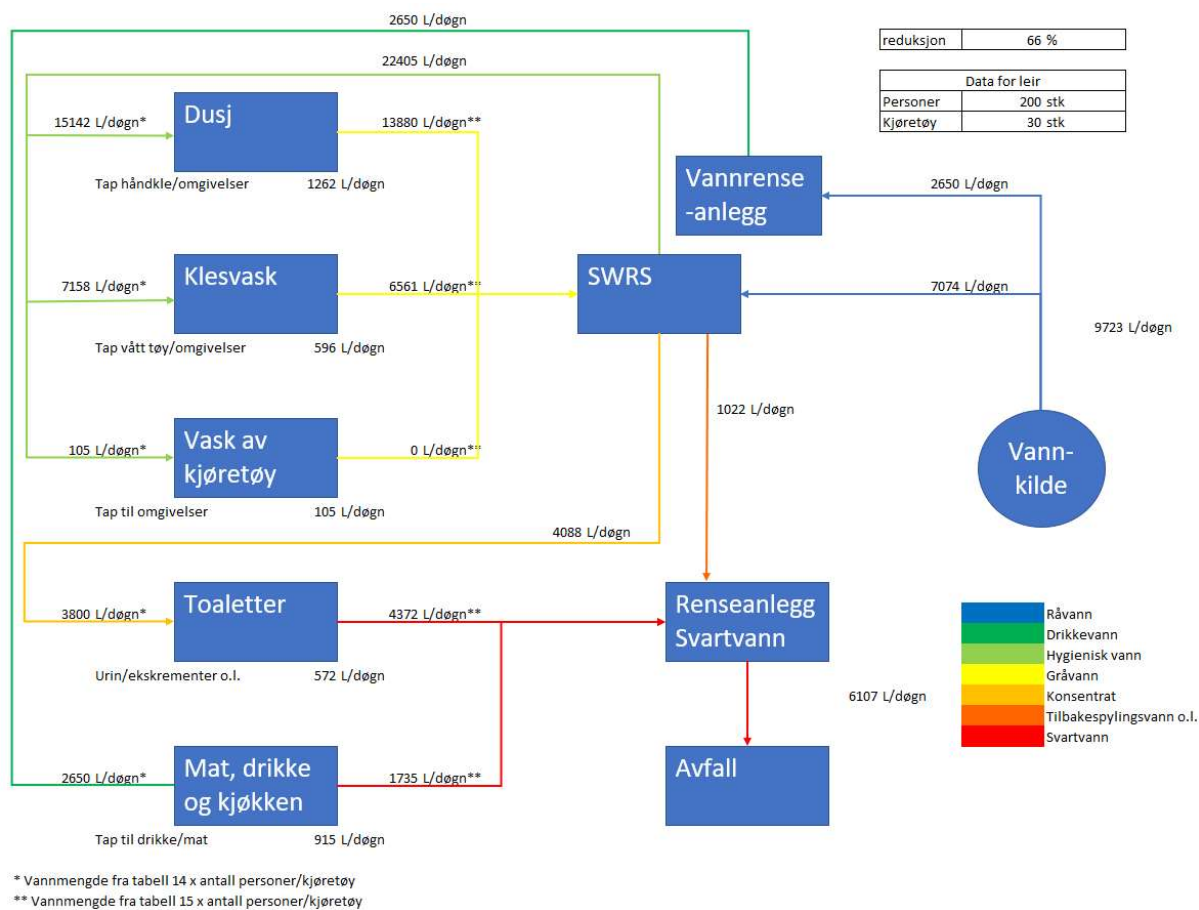
4.4.1 Felles for alternativene

Samtlige alternativer renser kun gråvann fra dusj, servant og klesvask til gjenbruk, mens annet avløp går til svartvann, eksempelvis fra kjøkken, sykehus etc.

Siden fett kan bli et problem i gråvannet som skal brukes, må det etableres en fettutskiller for alle alternativene. Her vil det benyttes en nedgravd fettutskiller for alle alternativer i forkant av rensenanlegg, som er slik det er gjort tidligere i tilkobling til avløp fra kjøkken (Bondehagen, personlig kommunikasjon, 2019).

Buffertanker vil benyttes som felles for alle alternativene, da det er nødvendig for å gi en så jevn tilførsel av vann til rensenanlegget som mulig. Siden man setter krav til klor som desinfeksjonsmetode, vil dette gjelde for alle metodene. Her vil kalsiumhypokloritt benyttes da det er dette som er mest hensiktsmessig som forklart i kapittel 3.2.2.7.1. Lufting er en metode som vil implementeres for alle alternativene i tilknytning til buffertanker. Metoden har ingen ulemper og krever ingen plass, derfor nevnes ikke dette videre. Ozon er den eneste metoden som er omtalt i oppgaven som ikke benyttes som alternativ. Dette er fordi at klogass gjør at det stilles strenge krav til håndtering av et slikt anlegg. Metoden kan også gi helseskadelige biprodukter dersom ikke vannet er helt fjernet for enkelte stoffer. PH-justering vil ikke nevnes for hvert alternativ, men må benyttes der det er hensiktsmessig for å optimalisere renseseffekten.

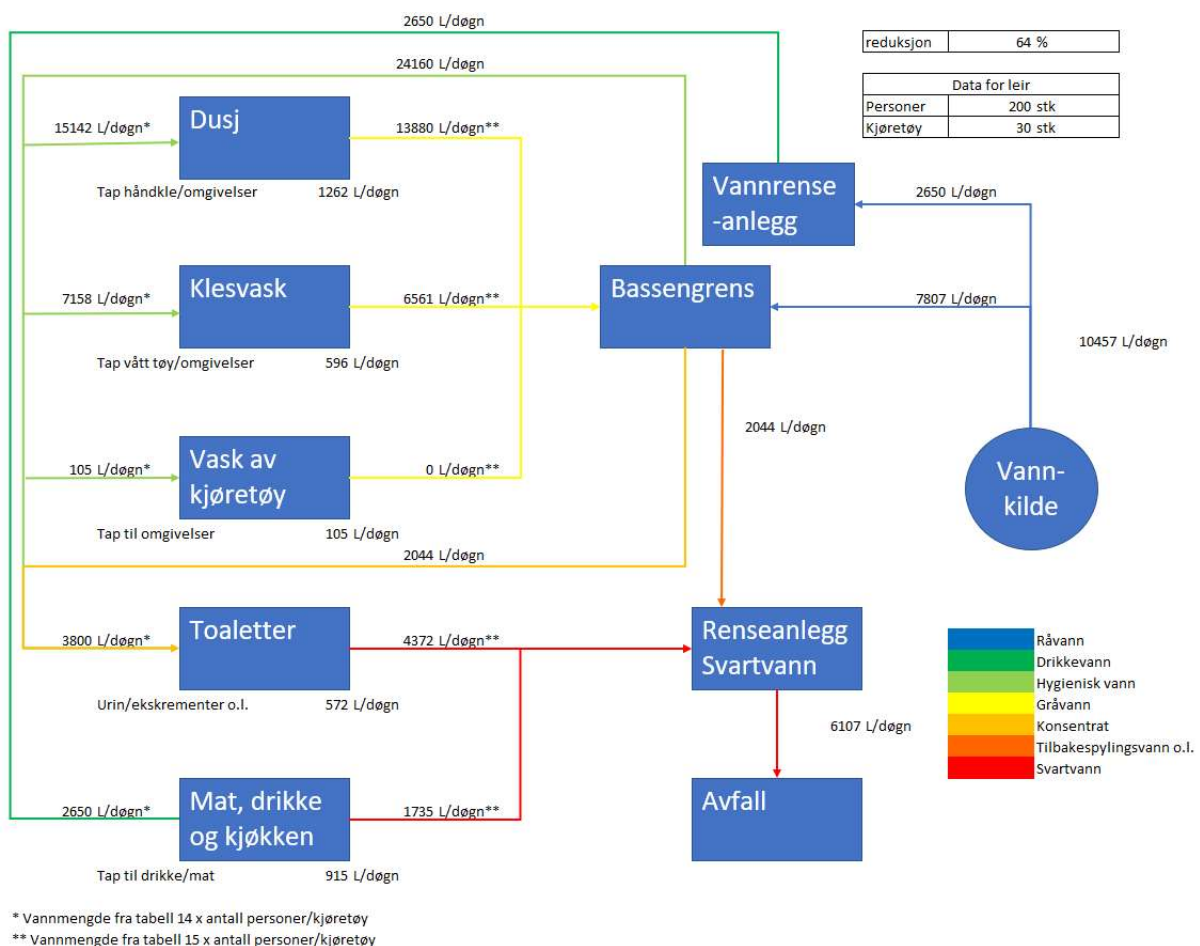
Alternativ 1 baserer seg på å benytte SWRS (Good, 2011), som brukes til å produsere vann til drikkevannskvalitet for gjenbruk i dusj og servant. Alternativet gir 75% vann og 25% konsentrat, og reduserer vannuttak fra vannkilden med 66%. Her vil konsentratet brukes til spyling av toaletter. Konseptet er vist i figur 29 og rensemetodene er omtalt i tabell 20.



Figur 29: Konsept for alternativ 1. Reduksjon betyr prosentvis reduksjon i mengde vann som tas ut fra vannkilden sammenliknet med å ikke benytte gråvannsrensing for gjenbruk.

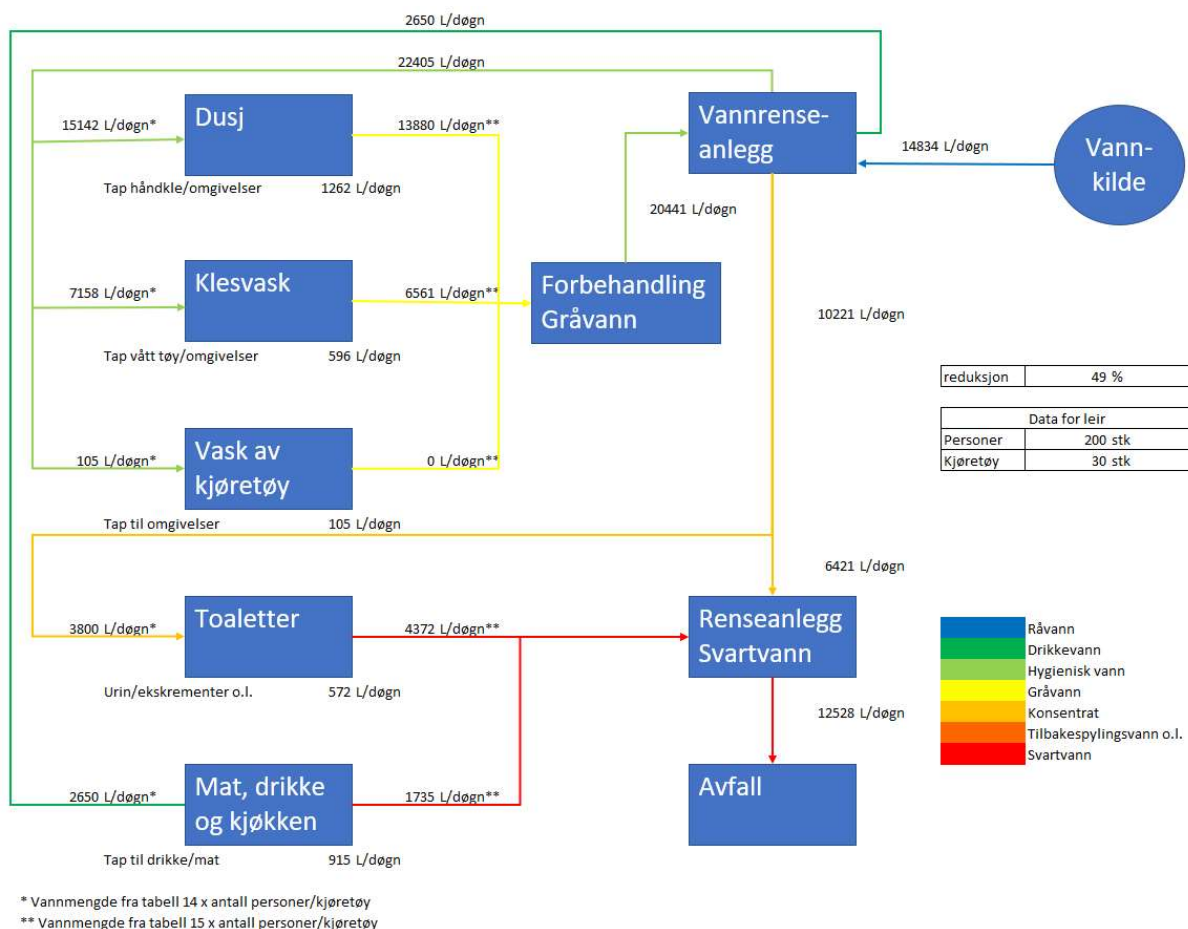
Alternativ 2 renser gråvann til kvalitet i henhold til Forskrift for badeanlegg, bassengbad og badstue (Helse- og omsorgsdepartementet, 2015) og det som er minimum for gjenbruk i dusj og servant. Som rensemetode vil det benyttes kombinasjonen fra tabell 20, som innebærer koagulering, sedimentering og flotasjon i samme tank før vannet passerer et finfilter. Deretter benyttes UF, etterfulgt av UV-stråling og klorering. Renseanlegget er utformet med bakgrunn i tabell 1 og 2 der kravene til bassengvann er beskrevet.

Da et anlegg ikke eksisterer for denne metoden, benyttes det kun erfaringstall for rensemetodene som benyttes. Alternativet vil dermed gi 10 % konsentrat fra UF og 10% vanntap fra koagulering. Dette basert på erfaringstall fra eksisterende vannrenseanlegg i Forsvaret i de tilfellene de har benyttet UF uten RO (Dønnum & Lunde, personlig kommunikasjon, 2019).



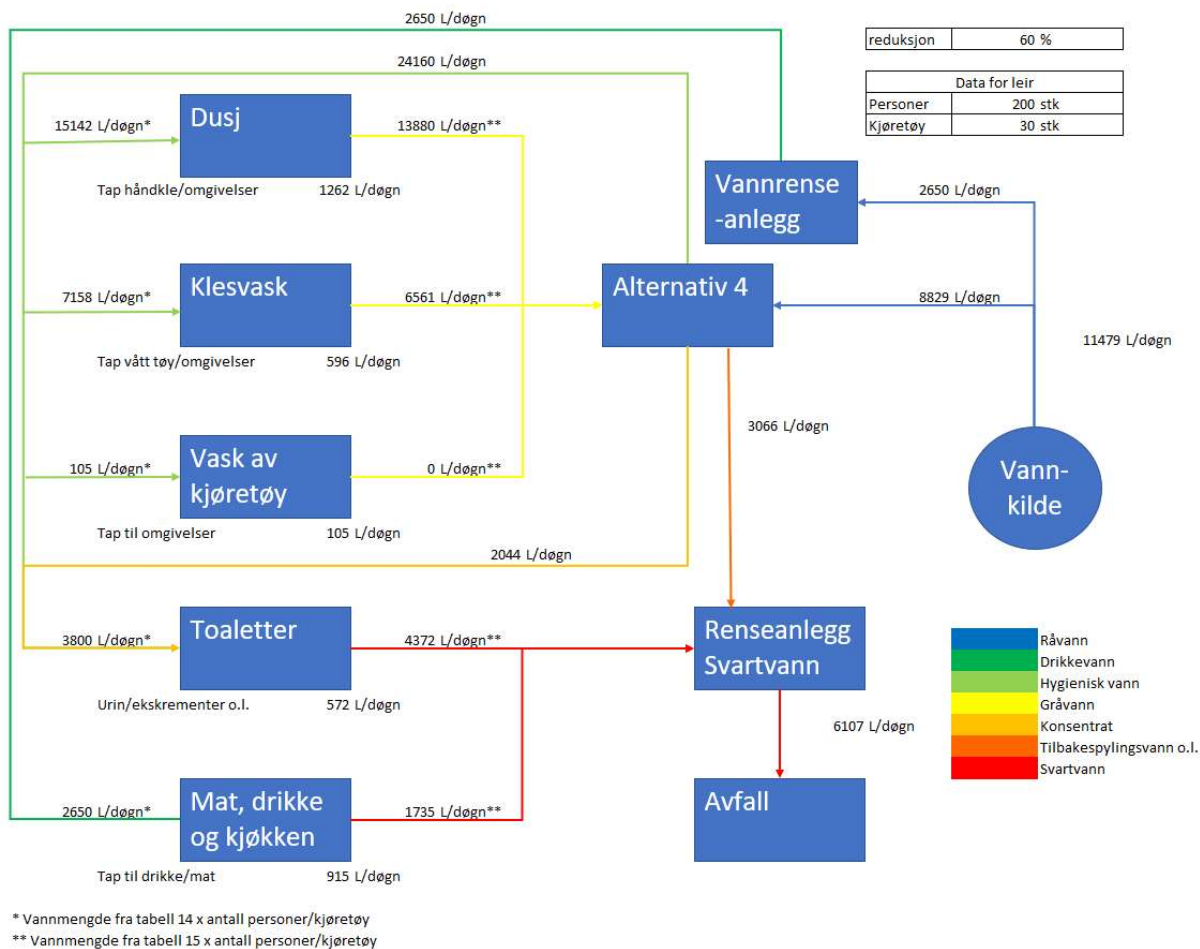
Figur 30: Konsept for alternativ 2. Reduksjon betyr prosentvis reduksjon i mengde vann som tas ut fra vannkilden sammenliknet med å ikke benytte gråvannsrensing for gjenbruk.

Alternativ 3 reduserer partikler og smittestoffer ved langsomfiltrering før vannet sendes til eksisterende vannrenseanlegg og renses videre til gjenbruk. Denne metoden gjør at gråvann og brønnvann blandes og renses til drikkevannskvalitet. Dette vil innebære at renseanlegget ikke vil kunne renses vann til drikkevann, da man ikke ønsker å drikke renses gråvann (US Army Corps of Engineers, 2014, ss. A-18). Det antas et særdeles lite tap i forbehandlingen og derfor medregnes det ikke noe tap utenom i det eksisterende vannrenseanlegget. Metoden gir en reduksjon i vannuttak fra vannkilden på 49%. Alternativet er skissert i figur 31.



Figur 31: Konsept for alternativ 3. Reduksjon betyr prosentvis reduksjon i mengde vann som tas ut fra vannkilden sammenliknet med å ikke benytte gråvannrensing for gjenbruk..

Alternativ 4 har samme konsept som alternativ 1, men innebærer ikke RO som en av rensemetodene. Dette gir dermed ikke nok konsentrat til at alt kan benyttes til toalettspyling, og derfor må man bruke gråvann spyling i toalettet. I denne metoden benyttes rensemetodene koagulering, sedimentering, finfiltrering, UF, ionebytte, adsorpsjon, UV- stråling og klor. Erfaringstall gir et konsentrat på 10% fra UF, og et totalt vanntap på 15% fra ionebytte og koagulering. Metoden gir dermed en reduksjon i vannuttak fra vannkilden på 60%. Skissen er vist i figur 32.



Figur 32: Konsept for alternativ 4. Reduksjon betyr prosentvis reduksjon mengde vann som tas ut fra vannkilden sammenliknet med å ikke benytte gråvannrensing for gjenbruk.

Tabell 20: Fire forskjellige alternativer for rensing av gråvann. Alternativene varierer i grad av sluttkvalitet på vannet og i rensemetoder.

Løsninger*	Forbehandling	Primær	Sekundær	Tertiær	Avansert	Desinfeksjon
Alternativ 1: Rensing til drikkevannskvalitet (SWRS)	Grovfiltrering	Finfilter (15µm)	-	MF (0,2µm)	RO og adsorpsjon	UV og klor
Alternativ 2: Rensing til badevannskvalitet	Grovfiltrering	Koagulering, sedimentering, flotasjon og finfilter	-	UF	-	UV og klor
Alternativ 3: forbehandling før tilbakeføring til rensenanlegg	-	Langsomfiltrering	-	-	-	-
Alternativ 4: Rensing til drikkevannskvalitet uten RO	Grovfiltrering	Koagulering, sedimentering og finfiltrering	-	UF	Ionebytte og Adsorpsjon	UV og klor

*Løsningene er konseptuelle, og rensemetoder vil i henhold til funn kunne produsere nevnte kvaliteter dersom vannet er av den kvaliteten som er beskrevet i tabell 18.

5 Diskusjon

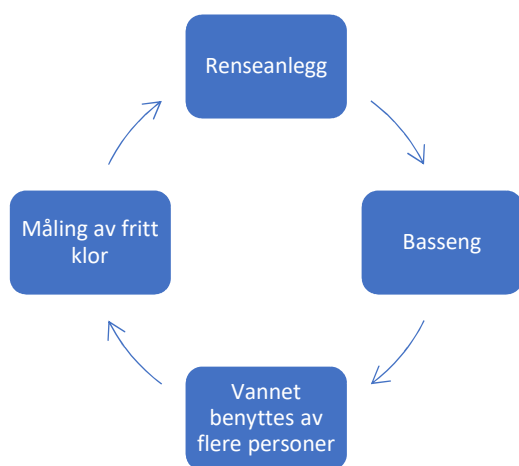
5.1 Krav til hygienisk vann

Frem til nylig har det ikke vært satt noen krav til hygienisk vann, men høringsutgaven av STANAG AMedP-4.9 åpner opp for å introdusere denne kategorien vann (NATO STANAG, 2019, s. 4). I tillegg har nesten alt vann som har vært benyttet i INTOPS vært av drikkevannskvalitet, dette til tross for at vannet som skal drikkes ofte er innkjøpt drikkevann (Noblis, 2010, s. 24). Dette byr på enkelte utfordringer og ekstra utgifter og forbruk, særlig fordi vannet renses til en høyere standard enn det som er nødvendig for funksjonen det skal fylle. For å unngå dette bør det derfor tilstrebes å benytte flere kategorier vann, blant annet hygienisk vann. Dette er vann tiltenkt personlig hygiene, som dusj, servant, tannpuss osv. Vannet er ikke tiltenkt å skulle drikkes eller inntas, men da både tannpuss og dusj kan medføre et visst inntak av vann, bør vannet ikke inneholde noen smittekilder eller sykdomsfremkallende stoffer.

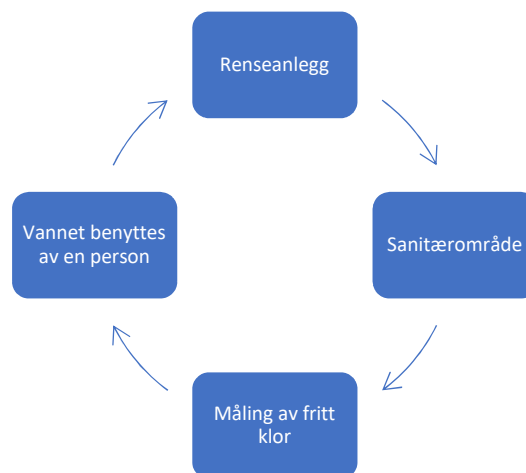
En tilnærming til slikt vann, som skal benyttes til personlig hygiene kan eksempelvis ta utgangspunkt i kravene som gjelder for badevann. World Health Organization (WHO) skriver i sin rapport om trygt badevann at det dimensjonerende ufrivillige inntaket av vann, forbundet med svømming eller bading er 100 ml (World Health Organization, 2006, s. 61). Dette er et høyere inntak enn det som er forventet ved dusjing, hvor det dimensjonerende inntaket av vann er 10-30 ml (USAPHC, 2014b, s. 18). Med dette utgangspunktet bør derfor vann som tilfredsstillere kravene til badevann kunne benyttes til hygienisk vann.

Når vannet kommer direkte fra renseanlegget er den største forskjellen mellom hygienisk vann og badevann innholdet av fritt klor. For badevann skal mengden fritt klor måles ved utløpet av bassenget. For et sirkulært system med renseanlegg og dusj ville dette bety at mengden fritt klor skal måles like før vannet på nytt går inn i en renseprosessens se figur 33. For bassengvann er dette nyttig, da flere personer benytter det samme vannet uten at det renses mellom hver bruker, og man kan oppleve at noe av vannet tilbringer mer tid enn annet vann i bassenget (Norsk Institutt for vannforskning, 2001, s. 24). For et system hvor vannet renses mellom hver bruker vil det ikke være like viktig at mengden fritt klor kan måles etter at vannet er brukt, men heller at mengden fritt klor kan måles der vannet skal brukes, for dette eksempelet, ved utløpet av dusjhodet se figur 34. Dette gjør at mengden klor som tilsettes vannet antagelig kan reduseres betraktelig, da man har bedre kontroll på det som skjer i ledningsnettet, enn den

personlige hygienen til badere i eksempelvis et kommunalt bad. En reduksjon i klormengden, ned mot det som er vanlig for en fase 2 leir, vil også føre til at det ikke føles som om man dusjer i bassengvann, og problemer som uttørring eller kløe, forbundet med høye mengder klor, vil ikke bli like utbredt (Kaland & Karud, 2011, s. 558).



Figur 33: Sirkulasjonsløp bassengvann.



Figur 34 Sirkulasjonsløp gråvannsanlegg.

For badevann gjelder det krav og anbefalinger om utskiftninger av vannet, enten for hver rensesprosess eller basert på antallet badende. WHO anbefaler at badevannet tilføres 30 liter rent vann per badende (World Health Organization, 2006, s. xix), dette er det samme som Norsk institutt for vannforskning (NIVA) sin anbefaling, men de legger i tillegg til at det bør skiftes ut 60 liter per badende i bassenger med temperatur over 34°C (Norsk Institutt for vannforskning, 2001, s. 8). Bakgrunnen for disse bestemmelsene er at man skal forsøke å fortynne vannet, og slik unngå at konsentrasjonen av stoffer som ikke kan fjernes, bygger seg opp over tid (World Health Organization, 2006, s. xix). For systemet slik det er fremstilt i figur 28 med en tilførsel på 8414 liter per døgn til gråvannsanlegget, og 200 brukere, gir dette en tilførsel av 42,07 liter per dag per bruker og i teorien byttes alt vannet i systemet ut hvert fjerde døgn.

For militære kontingenter er eksponeringstiden mye kortere (normalt 6 til 12 måneder), mens flere av vannkvalitetsparametere tar for seg en livslang opphoping av stoffer i kroppen (USAPHC, 2014a, s. 29). Den militære befolkningen er også i generelt bedre form, og det kan forventes at deres motstandsevne mot sykdommer er noe høyere (USAPHC, 2014b, s. 9).

Selv om befolkningen i en fase 2 leir er mer motstandsdyktig mot sykdommer, og generelt friskere enn befolkningen for øvrig, er risikoen forbundet med sykdom større her. Sannsynligheten for sykdom øker fordi alle trenger vann, og folk lever tett på hverandre, og sykdom kan raskt spre seg. Konsekvensene av et sykdomsutbrudd er også mer alvorlige, da det kan redusere kritisk operativ evne. Det er derfor viktig at vannet som benyttes til personlig hygiene ikke utgjør en ukjent risiko for smitte, og at denne risikoen kontrolleres så langt det lar seg gjøre (Harald Wiik, personlig kommunikasjon, 28.01.2019). Kravene som gjelder for badevann, både hos WHO og den norske forskriften er basert på statistiske forekomster av sykdom etter bading. Toleransen her er antagelig høyere enn toleransen for sykdom blant militært personell i INTOPS, og en tilpasning av vannstandarder bør derfor gjøres for å sikre at vannet tilfredsstillende de militære toleransekravene.

Andre tilnærminger til hygienisk vann bør også vurdere hvorvidt nitritt og andre kjemiske stoffer vil være nødvendig å fjerne, ettersom rensset vann ikke skal drikkes, men brukes til dusjing, spyling av kjøretøy og toaletter mm. I dusjing og tannpuss er det som nevnt tidligere sannsynlig å få i seg vann. De kjemiske stoffene er i en så liten mengde i forhold til drikkevannkravene i vedlegg A, at det ikke vil være farlig å få i seg mindre mengder vann ved dusjing og tannpuss. Tannpuss kan også gjøres med drikkevann eller flaskevann for å redusere inntak. Sanitær- og vaskericonainer har eget avherdingsanlegg som ved bruk av ionebytte reduserer vannets hardhet. Dermed vil kun ledningsnett bli påvirket av hardhet i vannet. Vannets turbiditet bør reduseres og større partikler som hår og sand bør fjernes.

Utover å vurdere hvorvidt bassengvann er passende krav til gjenvunnet gråvann, er løsningen med å tilpasse renseteknikkene og kravene mot bruken et alternativ. For å spyle ned i toaletter er kravet til vannet som benyttes mye lavere, da forurensningen i gråvannet er forsvinnende liten, sett opp mot konsentrasjonen i svartvannet (USAPHC, 2017, s. 11). Dette gjelder også for eventuelt konsentrat som resultat av omvendt osmose. Tas det utgangspunkt i at den omvendte osmosen har en gjenvinningsgrad på 80% og at all forurensning blir igjen i konsentratet (konservativt da deler av forurensningen vil fjernes i filtrering før omvendt osmose benyttes), vil konsentrasjonene bli inntil 5 ganger verdien i gråvannet, vist i tabell 21. Ved å sammenligne disse verdiene, med det mikrobiologiske innholdet i svartvann fra tabell 5 fremgår det at det mikrobiologiske tillegget fra konsentratet er forsvinnende liten. Den største utfordringen ved å skulle benytte konsentrat til spyling av toaletter er den høye ledningsevnen og innholdet av salter som kan virke korrosivt (Folkehelseinstituttet, 2016, s. 39).

Tabell 21: Beregnet mikrobiologisk innhold i konsentrat i INTOPS.

Mikrobiologisk	Enhet	Konsentrat INTOPS	
		Nedre	Øvre
Koliforme bakterier	CFU/100 ml	18,29	30,31
Enterokokker	CFU/100 ml	8,86	21,33
Escherichia coli (E. coli)	CFU/100 ml	10,12	10,39
Clostridium perfringens	CFU/100 ml		23,00
Pseudimonas aeruginosa	CFU/100 ml		16500

5.2 Valg av løsning

Dersom gråvannet skal renses slik at ingen av de nevnte stoffene i tabell 18 øker for hver gang vannet gjenbrukes, må omfattende rensing til. For å finne best mulig løsning, er det valgt å se hvilke faktorer som

5.2.1 Faktorer som påvirker valg av løsning

Etter funn fra litteratur og samtaler med HVS ING, Øivind Hegg og FKL- log-skolen er det funnet en rekke faktorer som man bør ta hensyn til ved anskaffelse av et nytt rensenanlegg for gråvann. Faktorene er reduksjon av uttak fra vannkilden, størrelse, etterforsyningsbehov, vannkvalitet, driftsvennlighet og om anlegget eksisterer i dag.

Reduksjon av uttak fra vannkilden er en faktor som vurderes, da det er hovedgrunnen for å gjenbruke gråvannet. Reduksjonen er basert på erfaringstall på vanntap for rensemetoder benyttet av Forsvaret. SWRS reduksjonen er basert på erfaring fra US. Army, fremfor tall fra den tekniske manualen, da det antas at disse er mer presise. Gjenbruk vil i tillegg redusere mengden avløpsvann som må avhendes, som kan spare miljøpåvirkningen og gi økonomiske fordeler.

En viktig faktor for å avgjøre hvilken løsning som skal velges for et gråvannsrensanlegg i INTOPS er **størrelse**. Anlegget bør være mobilt da det skal plasseres i en fase 2 leir, som vanligvis skal stå i kortere perioder. Da vil man være avhengig av å kunne demontere og gjenbruke anlegget i nye operasjoner. Det er også viktig at rensemetodene bruker minst mulig plass, og optimalt sett får plass i en 20 fots-container. Dette vil gjøre transport enklere, da det er en enhet Forsvaret er vant med å frakte. Størrelsen vil også påvirke hvilke kostnader som oppstår under transport. Dersom dette utstyret er operativt fra inne i en container, uten behov for å pakke ut større deler av anlegget for utendørs drift, vil det være enklere å demontere og mindre utsatt for vær og vind, da sandstormer kan oppstå i ørkenklima og kunne påvirke driften. Størrelse for rensemetodene er omtalt i vedlegg C.

En annen viktig faktor for en mulig løsning er behovet for **etterforsyning**. I INTOPS er det ofte en fare for at forsyningslinjer kan bli avskåret eller av en annen årsak hindret. Det er da viktig at man har mulighet til å fortsette driften av anlegget så lenge som mulig. Flere rensemetoder vil kreve etterfylling av kjemikalier for å fungere. Strømforbruk vil også påvirke dette behovet, siden Forsvaret i dag vanligvis bruker strømaggregat for å generere strøm i fase

2 leirer (Hærens våpenskole, UÅ, s. 21). Disse aggregatene vil dermed få et økt drivstofforbruk. Strømforbruk vurderes kun opp mot hvilke rensemetoder som benyttes på den måten at membraner krever vanntrykk som øker strømbehov for vannpumper. Her blir strømforbruket RO > NF > ULPRO > UL > MF (Bellona, et al., 2008, s. 114). Strømbehov for UV- stråling er utregnet til 0,72 kWh/dag, og antas lavere enn strømbehovet til en pumpe for MF. For ionebytte og koagulering vil strømbehovet til batteriene være så lav av dette sees bort ifra. Strømforbruket for UV og nødvendig trykk for membraner til de forskjellige metodene er omtalt i vedlegg C. Kjemikaliebehov for metodene er ikke regnet ut, men vektet mer enn strømbehov. Det er fordi at drivstoff til strøm er noe leiren allerede vil ha en tilførsel av, mens kjemikalier kan føre til et nytt element i etterforsyningene. Dette kan føre til problemer ved anskaffelse, spesielle hensyn til håndtering ved frakt etc. (Hegg, Personlig kommunikasjon, 2019). Faktoren etterforsyninger tar ikke hensyn til bytte av deler, som filtre og lignende.

Hvilken **vannkvalitet** man ender opp med er også av betydning. Det vil være en fordel om gråvannsrenseanlegget har mulighet til å produsere drikkevann midlertidig, om man skulle midlertidig miste tilgang på dette. Men som diskutert i kapittel 5.1 vil det være fordel å rense vannet minst mulig med hensyn på antall rensetrinn og økonomi, så lenge det ikke gir helsemessige konsekvenser for bruker. Dette vil forøvrig ikke tas hensyn til, fordi at man i dag stiller krav til drikkevannskvalitet i dusj, servant og klesvask. Dermed vil høy kvalitet vektet fremfor lav kvalitet.

I Forsvaret har man i dag få eksperter innen området vannrensing (Dønnum & Lunde, personlig kommunikasjon, 2019). Det vil si at man er avhengig av et anlegg som er **driftsvennlig**. Herunder bør anlegget være i stor grad selvdrevet, og det bør være enkelt å utføre vedlikehold og mindre reparasjoner. Slik vil det dermed kunne stilles mindre krav til forkunnskaper for drift av et slikt anlegg. Driftsvennligheten vil her bli vurdert opp mot hvor mange rensetrinn det er i alternativet. Dette sier noe om kompleksiteten til systemet. Ved mange trinn vil det generelt sett bli vanskeligere å feilsøke og flere prosesser å monitorere. Noen prosesser er mer selvdrevne og mindre risikofylte enn andre. Eksempelvis er selvdrevne og selvrensende membraner er lette i drift og vedlikehold, ved at de bare kan utskiftes om de er defekte, mens ozon innebærer en helserisiko dersom ozongass lekker ut.

Det er også hensiktsmessig å ta med i vurderingen om det finnes et **eksisterende anlegg**. Dette vil ha økonomiske og tidsmessige betydninger. Å utvikle et nytt system kan være dyrt og ta tid

å utvikle. Man kan heller ikke være helt sikker på hvor godt et renseanlegg vil fungere før man tester det. Derfor vil det være en fordel om man kan benytte et eksisterende anlegg.

5.2.2 Vurdering av faktorer opp mot alternativene

5.2.2.1 Alternativ 1

Her vil vannet fra dusj og servant gå igjennom renseanlegget som produserer 25% konsentrat. Dette er mer enn hva som er beregnet til spyling av toaletter. Metoden vil dermed gi en reduksjon på uttak fra vannkilden på 66%, av 71% som er teoretisk mulig med konseptet. Systemet eksisterer allerede som et kompakt containerbasert system, og scorer derfor også høyt på størrelse. Anlegget benytter RO- membran og produserer vann med drikkevannskvalitet, selv om det ikke er godkjent for slik bruk av U.S. Surgeon General (Good, 2011). Det er derimot godkjent som drikkevann inntil 30 dager i henhold til NATO STANAG AMedP-4.9. Dette gjør at systemet kan benyttes over kortere perioder dersom man ikke har tilgang på annet drikkevann. Anlegget benytter både klorering og strøm, som vil gi et behov for etterforsyninger med kalsiumhypokloritt og drivstoff til aggregater. Strømforbruket kan reduseres med ULPRO i forhold til å bruke vanlig RO- membran, men da må disse byttes ut. Driftsvennligheten er ifølge U.S. Army høy og kan styres via en LCD- skjerm og man har selvrensende filtre som fører til mindre vedlikehold.

5.2.2.2 Alternativ 2

Her vil reduksjon på uttak fra vannkilden bli 64%. Vannkvaliteten på vannet vil være av badevannskvalitet som er tilstrekkelig for å hindre sykdom, men er per i dag ikke av godkjent kvalitet for gjenbruk til dusj, servant og klesvask som diskutert i punkt 5.1. Det vil også si at vannet heller ikke kan fungere som drikkevann dersom etterforsyningslinje stenges eller vannrenseanlegget blir ute av drift. Anlegget benytter 8 rensemetoder med behov for kjemikalier, som gjør metoden mindre driftsvennlig enn andre alternativer. Koagulering, klor, UV- stråling og UF vil gi et behov for etterforsyninger med hensyn på kjemikalier og strøm. Metodene som benyttes vil kunne løses med containerbasert løsning da ingen av metodene tar spesielt mye plass. Det er ikke funnet et eksisterende kompakt anlegg med tilsvarende rensemetoder.

5.2.2.3 Alternativ 3

Alternativ 3 vil innebære minimumsrensing av vannet før det føres tilbake til vannrenseanlegget. Det vil rense vann til hygienisk kvalitet, men medfører at vannrensecontaineren ikke kan produsere drikkevann, da gråvann og råvann blandes, som er en ulempe dersom det er ønskelig å produsere drikkevann. Metoden gir også lavest reduksjon på 49%. Forbehandlingen er enkel i drift da langsomfiltrering er i stor grad selvdrevet. Den vil fjerne partikler, mindre NOS og smittestoffer. Deretter benyttes eksisterende renseanlegget. Metoden gjør at man har kun et renseanlegg å forholde seg til, som gjør driften enklere. Utfordringen med metoden er at det kreves stort areal for at metoden skal filtrere tilstrekkelig vannmengde. Langsomfiltrering kan etableres som permanent installasjon, men da må nytt filtrasjonsanlegg etableres for hver INTOPS, som vil kreve tid og ressurser. Derimot kreves ingen kjemikalier eller strøm for forbehandlingen, men det kreves drivstoff og kaliumhypokloritt i den videre rensingen i renseanlegget. Alternativet vil gi et relativt høyt strømforbruk ved at den bruker UF og RO, etterfulgt av UV- stråling.

5.2.2.4 Alternativ 4

Vannkvaliteten vil kunne tilfredsstille norske drikkevannskrav, men siden man ikke vil drikke gråvann, vil vannet uansett kun brukes som hygienisk vann. Reduksjonen av totalt vannuttak fra vannkilden vil bli 60%, som er relativt høyt. Driftsvennligheten vil kunne bli en utfordring. Systemet inneholder 8 rensemetoder og størst kjemikaliebehov, som gir behov for mer

kunnskap om drift, vedlikehold og feilsøking. Dermed anses driftsvennligheten som mindre gunstig enn resterende metoder. Alternativet vil kreve mindre strømbehov en alternativ 1 og 3, da disse benytter RO- membran, mens denne metoden krever strøm til kjemikalieblandere og strøm for trykk til UF- membran. Det kreves også en rekke kjemikalier fra koagulering, ionebytte og klor til etterforsyning. Siden andre renseanlegg som Hegg 8000 og SWRS har benyttet samme rensemetoder, og rensemetodene er relativt kompakte, antas det at alternativ 4 får plass i en containerløsning.

Tabell 22: Sammenlikningsmatrise for de ulike alternativene. Alternativene er gitt en poengsum for hver av punktene. Poeng er fordelt slik at grønn gir to, gul gir ett og rødt gir null poeng. Alternativ 1 er alternativet som kommer best ut av de fire.

Faktorer	Alternativ 1: Rensing til drikkevannskvalitet (SWRS)	Alternativ 2: Rensing til hygienisk kvalitet	Alternativ 3: forbehandling før tilbakeføring til renseanlegg	Alternativ 4: Rensing til drikkevannskvalitet uten RO
Reduksjon av totalt vannuttak	66%.	64%.	49%.	60%.
Vannkvalitet	Norsk drikkevannskvalitet i teorien, men brukes kun som hygienisk vann*.	Bassengkvalitet.	Hygienisk kvalitet*. NB! vannrenseanlegg kan ikke produsere drikkevann med denne løsningen.	Norsk drikkevannskvalitet i teorien, men brukes kun som hygienisk vann*.
Driftsvennlighet	I stor grad selvstyrt med selvrensende filtre. 7 rensetrinn.	I stor grad selvstyrt. Kjemikalietilsetning for koagulering. 8 rensetrinn.	7 rensetrinn inkludert allerede eksisterende anlegg.	Kjemikalietilsetning for koagulering og ionebytte. 8 rensetrinn
Eksisterende anlegg	Ja.	Delvis, automatiserte systemer finnes i de fleste svømmehaller.	Delvis, Forsvarets vannrenseanlegg.	Ingen funn.
Etterforsyning	Drivstoff (RO og UV) og kalsiumhypokloritt.	Drivstoff (UF og UV), kalsiumhypokloritt og koaguleringsmiddel	Drivstoff (UF, RO og UV) og kalsiumhypokloritt.	Kalsiumhypokloritt, koaguleringsmiddel, ionebyttmiddel og drivstoff (UV).
Størrelse	Container, TRICON.	Container.	Stort areal for langsamfiltrering.	Container.
SUM	12	7	8	6

*Vannet er godkjent til dusj, klesvask og servant, og som NATO drikkevann inntil 30 dager (NATO STANAG, 2019, s. 4).

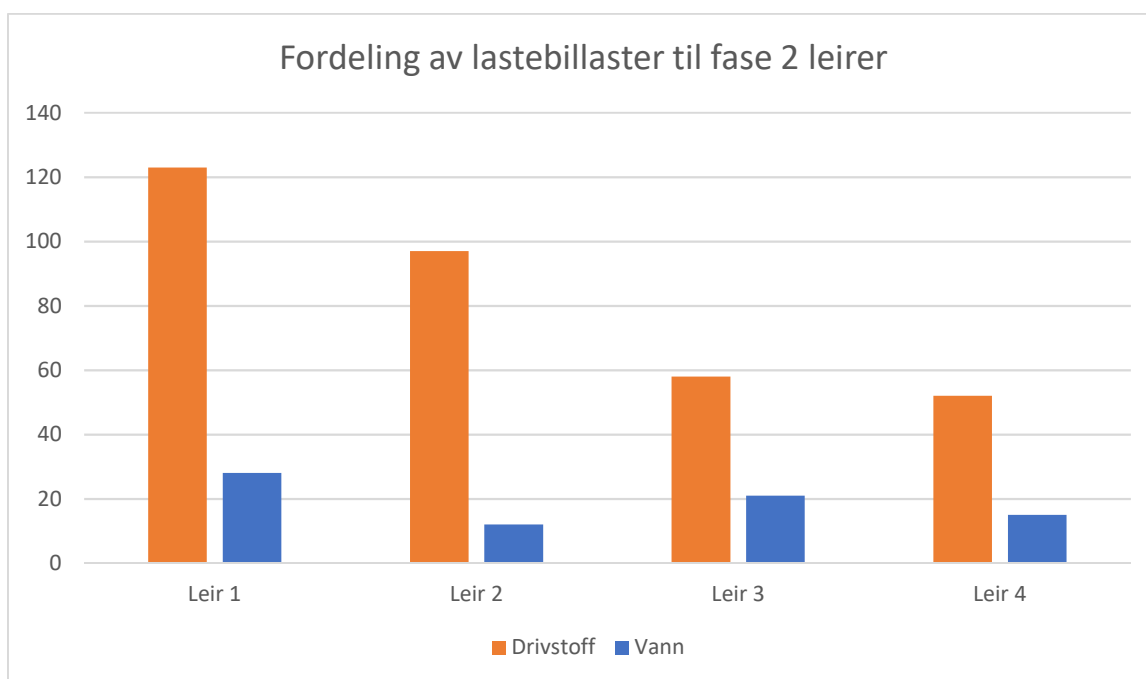
**Eksisterende vannrenseanlegg kan ikke produsere drikkevann med denne løsningen.

5.2.2.5 Anbefaling

De ulike alternativene er sammenliknet i tabell 22, og alternativet som anbefales med hensyn på nevnte faktorer er **alternativ 1**. De største fordelene er at man får en god reduksjon i vannuttak fra vannkilden, gråvannsrensingen er uavhengig av vannrenseanlegget, det produserer hygienisk vannkvalitet og at et lignende containerbasert rensesystem finnes.

5.3 Kostnader og besparelser

Vann er sammen med drivstoff en av de største logistiske utfordringene tilknyttet fase 2 leire i INTOPS (Noblis, 2010, s. 24). Både det å forsyne leiren med vann, men også å kvitte seg med gråvann og svartvann er en stor utfordring (Noblis, 2010, s. 24). For en fase 2 leir med 600 soldater trengs det 22 lastebiler daglig for å forsyne leiren med drivstoff og vann, og for å kjøre bort avløpsvann og søppel (Noblis, 2010, s. 24). Dette utgjør 80-90% av de totale forsyningene til leiren (Noblis, 2010, s. 27). Eksempler på hvordan dette kan fordele seg er vist i figur 35. Ved å gjenbruke vann reduseres ikke bare mengden vann som må tilføres leiren, men også mengden avløpsvann som kjøres bort, da det kun er svartvann som må kjøres bort og ikke kombinert avløpsvann, slik det gjøres i mange leirer.



Figur 35: Fordeling av lastebillaster (Noblis, 2010, s. 27).

I en rapport fra Department of Defense Strategic Environmental Research and Development Program (SERDP) anslås det at med en containerbasert løsning med 85% gjenvinningsrate, basert på mikrobiologisk reaktor og omvendt osmose, kan investeringskostnaden ved systemet være inntjent etter under en måneds drift (SERDP, 2014, s. 94). Ved å inkludere rensing og gjenbruk av gråvann på et tidlig tidspunkt i planleggingen av en fase 2 leir, kan de ekstra rørene som kreves for gjenbruk av gråvann legges samtidig med resten av rør og grøftesystemet i leiren. Dette medfører at den ekstra utgiften ved etablering av anlegget, utover innkjøp og drift blir marginal.

Utover det økonomiske aspektet forbundet med vannrensing og gjenbruk, kommer det operasjonelle utbyttet og en ekstra robusthet som følge av det reduserte antallet kolonner og lastebiler som må kjøres (Noblis, 2010, s. 1). Forsyningskjeden er et utsatt mål, både for IED'er og bakhold, og beskyttelse av kolonner, eller gjennom søk av kjøretøy tar opp mye operativ kapasitet (Noblis, 2010, ss. 1-11). Det estimeres at den totale transporten kan reduseres med 50% og at transporten av vann kan reduseres med 80% (SERDP, 2014, s. 14).

5.3.1 Driftskostnader og innsparing ved SWRS

For alternativ 1, som baserer seg på å benytte det amerikanske SWRS finnes det en del tallmateriale knyttet til drift og betjening, dette gjør det mulig å beregne kostnader, og eventuelle innsparinger i driftsbudsjettet for en fase 2 leir, ved bruk av systemet. For å beregne utbyttet for generatorstrøm er det tatt utgangspunkt i generatoren tilhørende det allerede eksisterende vannrenseanlegget til Forsvaret. Drivstoffutnyttelsen er beregnet ved å dele effekten på forbruket og forbruket på effekten, for å få både kWh/l og l/kWh.

Tabell 23: Forbruk av drivstoff ved bruk av generator.

Effekt	150 kW
Forbruk	43.1 l/time
Drivstoffutnyttelse	3.48 kWh/l
Drivstoffutnyttelse	0.29 l/kWh

Dette drivstofforbruket er videre benyttet for å beregne literprisen for vann ved bruk av Forsvarets vannrenseanlegg. Vannet det er tatt utgangspunkt i her er rent ferskvann med temperatur på 25°C, noe som er optimale forhold og sånn sett konservativt. Dieselforbruket er beregnet ved å gange det daglige energiforbruket med 0.29 l/kWh. Dieselkostnaden er satt til 10.40 kr/liter, denne er basert på tall fra MeS i 2012 med leveranse fra en sivil aktør. Om Forsvaret skulle fraktet drivstoffet selv ville prisen vært langt høyere. Videre er operatørkostnadene satt til 1 200 000,- i året, som et anslag på lønn for to driftsoperatører. Denne utgiften utgjør kun en liten del av det totale, og uten denne blir prisen tilnærmet det samme. Beregningen tar også utgangspunkt i at avløpsvann må kjøres bort og deponeres. 92% av vannet som produseres i fase 2 leirer ender i septiktanker. Sammen med prisen per septikbil i Mali og kapasiteten på denne gir dette en utgift på 23690,- for deponering av 276000 liter kloakk. Totalt gir utgiftene, fordelt på antall liter som produseres, en literpris på vann som ligger på 0.10,- per liter. Denne prisen stemmer godt overens med tall fra amerikanske styrker,

som anslår en pris på 0.07-0.14 kroner per liter vann produsert med omvendt osmose (Wyatt, 2002, s. 1).

Tabell 24: Literpris for vann ved produksjon med Forsvarets vannrenseanlegg.

Daglig vannproduksjon	300,000 liter
Daglig energiforbruk	806.4 kWh
Daglig dieselbruk	231.7 liter
Kostnad av diesel daglig	kr 2,410
Operatørkostnader	kr 1,200,000
Avhending kloakk ¹	kr 515 per bil
Kapasitet per bil ¹	6000 liter
Pris per liter	kr 0.09 per liter
Kostnad avhending kloakk	kr 23,690
Pris vann	kr 0.10 per liter

[1] (Marc Jeuland, 2004, s. 68)

SWRS har forskjellige energiforbruk ved drift i kaldt eller varmt klima, det er derfor gjort de samme beregningene med utgangspunkt i energiforbruket både for kaldt og varmt klima. Systemkostnaden er basert på tall fra US Army, mens tall for daglig vannproduksjon og energiforbruk er hentet fra produsentens dokumentasjon. Bakgrunnen for at tallene er hentet fra produsentens egen dokumentasjon, og ikke fra erfaringstallene, er for å gi mest mulig likhet til vannrenseanlegget, hvor tall er hentet fra produsenten. Kostnaden av det daglige dieselforbruket er beregnet med utgangspunkt i drivstoffprisen på 10,40 kroner per liter. Operatørkostnadene tar utgangspunkt i informasjon fra US Army om at systemet må følges opp hver tredje dag. Literprisen for vann er beregnet på samme måte som ved drift av Forsvarets vannrenseanlegg. Inntjeningstiden tar utgangspunkt i antallet driftsdøgn for anlegget, og disse trenger ikke å være innenfor en sammenhengende periode. Inntjeningstiden er antatt å være kortere, da både prisen på drivstoff og driftskostnadene for vannrenseanlegget er beregnet konservativt. Inntjeningstiden baserer seg på en reduksjon av utgifter i driftsbudsjettet, mens anskaffelsen ofte går over et annet budsjett. Det er derfor ikke en direkte nedbetaling av anlegget.

Tabell 25: Beregnet literpris for vann fra SWRS, årlig innsparing og inntjeningstid.

	Varmt	Kaldt
Systemkostnad	kr 1,500,000	kr 1,500,000
Daglig vannproduksjon	37,900 liter	37,900 liter
Daglig energiforbruk	552 kWh	720 kWh
Daglig dieselbruk	158.608 liter	206.88 liter
Kostnad av diesel daglig	kr 1,650	kr 2,152
Operatørkostnader	kr 200,000	kr 200,000
Pris vann	kr 0.06 per liter	kr 0.07 per liter
Innsparing	kr 0.04 per liter	kr 0.03 per liter
Årlig innsparing	kr 553,026	kr 369,786
Inntjeningstid	<3 år	<5 år

Det er ikke tatt høyde for kostnader til kjemikalier eller drift, utover operatørkostnader. Dette er fordi både kjemikalier, filtre og lignende må kjøpes inn og byttes uavhengig av om det eksisterende vannrenseanlegget benyttes, eller om man benytter SWRS i tillegg. Sånn sett er forskjellen dette utgjør antatt å være så liten at den sees bort fra.

6 Konklusjon og anbefalinger

Rensing av gråvann til gjenbruk er et avansert fagområde, og kravene som stilles til rensutstyr, størrelse og lignende i INTOPS er krevende. Likevel er dette et område med stort potensiale og muligheter, og teknologien er kommet tilstrekkelig langt til at det er mulig å rense gråvann til drikkevannskvalitet. Dette vil i så fall være en ressurs for Forsvaret, og skape robusthet med tanke på behovet for forsyninger eller overdreven bruk av drikkevann og grunnvann. Tiltak som rensing og gjenbruk av gråvann kan også spare Forsvaret penger, særlig gjennom reduksjon av avløpsvann som må avhendes i INTOPS.

De viktigste konklusjonene i oppgaven er oppsummert under.

Konklusjoner:

- Alt vann som benyttes i INTOPS i dag tilfredsstiller drikkevannskvalitet. Ved å tilpasse vannrensingen til formålet, kan man redusere energiforbruket og vannforbruket.
- STANAG AMedP-4.9 åpner for at vann som er behandlet med omvendt osmose eller desinfisert grunnvann, og som møter kravene til korttidsbruk kan benyttes som hygienisk vann. I tillegg finnes den norske forskriften for badeanlegg, bassengbad og badstue mv.
- Gråvannsstrømmen er relativt stabil fra dag til dag, og graden og innholdet av forurensning antas å være stabil. Dette gjør gråvann egnet til rensing og gjenbruk.
- Tilstrekkelig antall hygieniske barrierer: Rensemetodene må tilsammen kunne fjerne alle smittestoffer som er en trussel.
- Vannet må renses mellom hver runde i systemet for å unngå at stoffer akkumuleres over tid.
- For alt vann i Forsvaret og gjennom NATO STANAG AMedP-4.9 gjelder det krav om innhold av klor.
- Ved anskaffelse av et anlegg for rensing av gråvann, vil kostnadene forbundet med innkjøp kunne spares inn gjennom reduserte utgifter til avhending av avløpsvann.
- Vurderingsfaktorene som er benyttet for valg av løsning er følgende:
 - **Driftsvennlighet:** Antall rensetrinn og kompleksiteten rundt de enkelte trinnene
 - **Reduksjon av vannuttak fra vannkilden**
 - **Vannkvalitet:** Drikkevann, hygienisk eller bassengvann.
 - **Størrelse:** på systemet og om det kan bygges i en containerløsning.

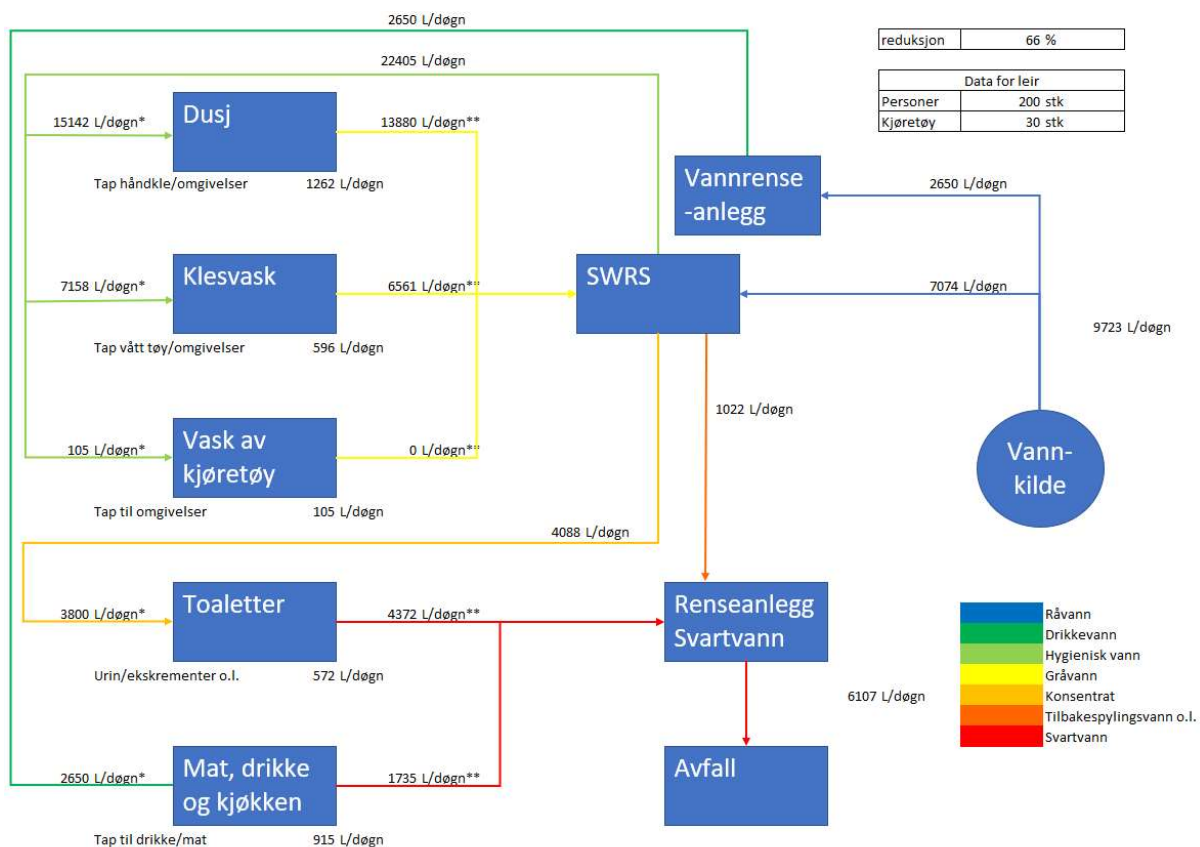
- **Etterforsyning:** Kjemikalie- og drivstoffbehov.
- **Eksisterende anlegg:** hvorvidt det finnes et system eller ikke.

Den løsningen som i best mulig grad møter kravene det er kommet frem til, og som anbefales for rensing og gjenbruk av gråvann i INTOPS er alternativ 1, SWRS.

6.1 Hvordan kan anlegget se ut

6.1.1 For hele leiren

Istedenfor å sende alt vannet gjennom en fullstendig rensesprosess i gråvannrensaneanlegget, kan konsentratet fra eventuell bruk av osmose sendes til spyling av toaletter. Dette er i tråd med tankegangen om å rense vannet i forhold til hvilken funksjon det skal fylle. Tas det utgangspunkt i tallene fra amerikanske force provider, anslås det at det for en leir med 200 personer går 3800 liter per døgn til spyling av toaletter. Med omvendt osmose, med en utnyttelsesgrad på 80% produseres det 4088 liter konsentrat per døgn, dette kan dekke opp for behovet med spyling av toaletter. En utnyttelsesgrad mellom 80 og 85% er derfor ønskelig, siden dette kan dekke opp for behovet til spyling av toaletter.



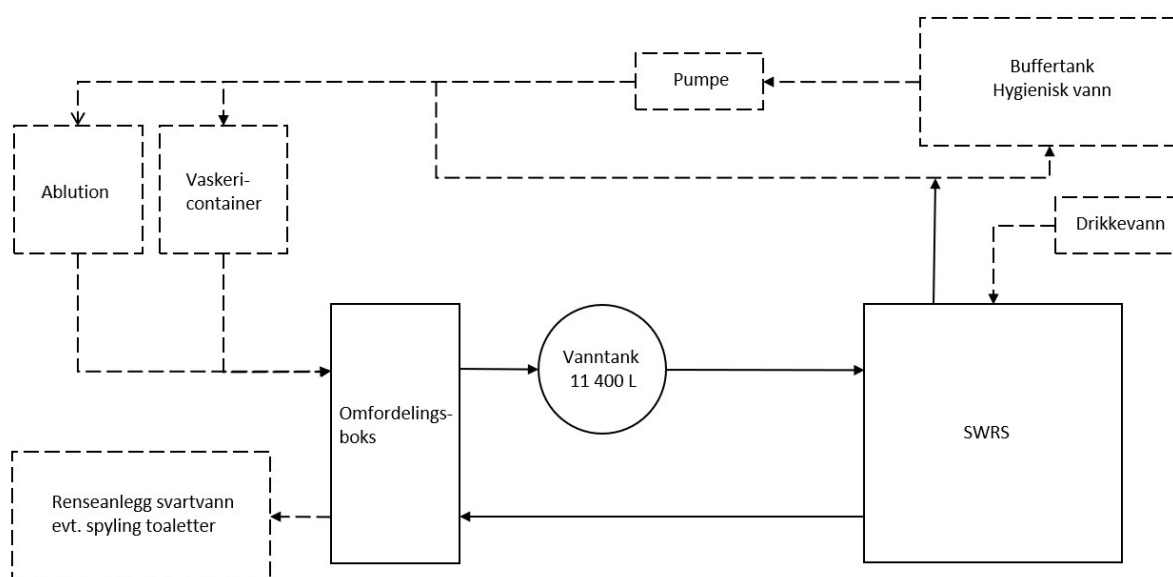
* Vannmengde fra tabell 14 x antall personer/kjøretøy

** Vannmengde fra tabell 15 x antall personer/kjøretøy

Figur 36: Overordnet flytskjema med SWRS.

6.1.2 For området avsatt til vannrens

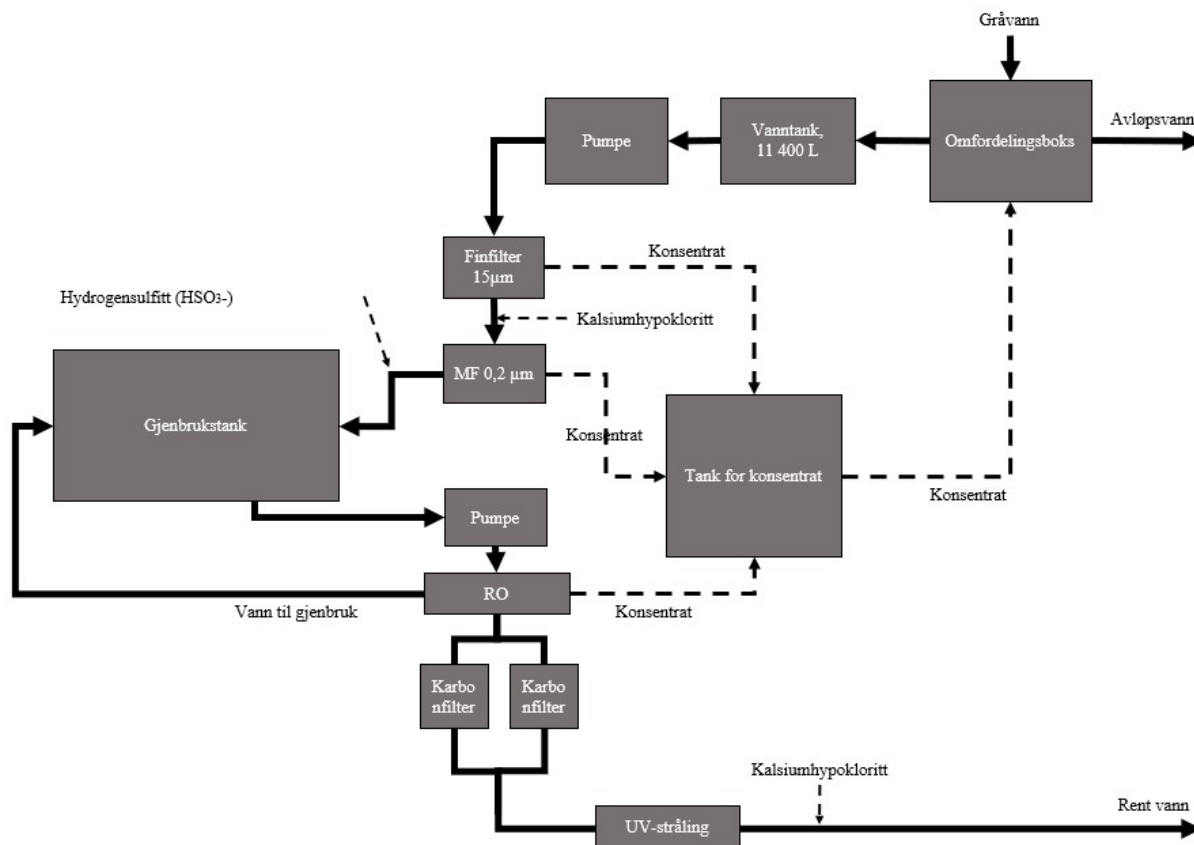
For å imøtekomme det varierende forbruket gjennom et døgn kan det være lurt å ha buffertanker. Disse bør være både før renseanlegget, for å sørge for at tilstrømningen av gråvann gjennom et døgn er mest mulig konstant, og etter gråvannsrenseanlegget, for å kunne håndtere toppene i forbruk rundt morgen, lunsj og kveld. Figur 37 viser oppbygningen av SWRS, og hvordan det er koblet til resten av leirens vannforsyningssystemer. Det som er tegnet med heltrukne linjer er de elementer som inngår i SWRS, og som er vist i figur 38 i kapittel 6.1.3, mens de stiplede linjene er elementer som ikke inngår i SWRS. Dette er blant annet buffertanker for hygienisk vann og renseanlegg for svartvann.



Figur 37: Flytskjema for anlegget i området avsatt til vannrensing, oversatt og gjengitt fra Department of the Army (Headquarters, Department of the Army, 2016, ss. 0002-1).

6.1.3 Inne i containeren for gråvannsrensing

Av alternativene som er utarbeidet og vurdert opp mot ulike faktorer, anbefales alternativ 1 som gråvannsrensaneanlegg. Alternativ 1 er ett eksisterende containerbasert system som brukes av amerikanske styrker som ifølge dem er enkelt i drift (U.S. Army, 2010). Systemet renser gråvann fra dusj, servant og klesvask til gjenbruk, og produserer drikkevannskvalitet. Konsentratet brukes til spyling i toaletter før det sendes videre som svartvann. Renseanlegget for gråvannet vil gi en total reduksjon av vannuttak fra vannkilde på 66% siden systemet gir 25% konsentrat. Dette gir en god reduksjon, siden maksimal teoretisk reduksjon som er mulig ved å kun gjenbruke gråvann fra dusj, servant og klesvask ligger på 71%. Systemet er vist i figur 38. For å optimalisere systemet ytterligere, er det mulig at RO kan byttes ut med ULPRO. Dette vil gi redusert strømforbruk ved at driftstrykk reduseres, og kan redusere mengden konsentrat, da det finnes ULPRO membraner med utnyttelsesgrad opptil 85%.



Figur 38: Oppbygningen av SWRS. Figuren er oversatt og gjengitt (Headquarters, Department of the Army, 2016, s. 0004.3).

6.2 Videre arbeid

- Det burde videre ses på om det er nødvendig med noen rensetrinn for at konsentrat skal kunne benyttes til spyling av toaletter. Her kan man benytte tabell 6, som viser kvalitet for typisk konsentrat.
- Det bør videre sees nærmere på bassengvannkvalitet og hygienisk vann, og tas en vurdering på om det kan godkjennes av fagmyndighet til bruk i dusj, servant og klesvask.
- I dag er det slik at ingeniørbataljonen har ansvaret for å etablere fase 2 leirer og FKL log-skolen har ansvar for det eksisterende vannrenseanlegget. Det er per i dag ikke tydelig hvem som skal ha ansvaret for et gråvannrensseanlegg. Det bør derfor avklares hvem som skal ha et slikt ansvar før man går til innkjøp av et slikt system. Man bør også se på hvilken utdanning man bør ha for å drive drift og vedlikehold på et slikt anlegg.
- Denne oppgaven har brukt data om avløpsvann fra amerikanske leirer. Selv om det er rimelig å anta at nordmenn og amerikanere har noenlunde likt forbruk, bør det skaffes spesifikke data om mengder og kvaliteter for norske leirer, dersom man skal utvikle et system for norsk bruk.

Litteraturliste

- Al-Mutaz, I. S., & Al- Ghunaimi, M. A. (2001). *pH Control In Water Treatment Plant by the Addition of Carbon Dioxide*. Riyadh.
- Al-Rashdi, B., Somerfield, C., & Hilal, N. (2011). *Heavy Metals Removal Using Adsorption and Nanofiltration Techniques*. Taylor & Francis Group, LLC.
- Amuda, O., Amoo, I., Ipinmoroti, K., & Ajayi, O. (2006). *Coagulation / flocculation process in the removal of trace metals present in industrial wastewater*. Akure.
- Andersen, E., Krogh, T., & Lund, V. (2006). *Planlegging og drift av UV- anlegg*. Vannforeningen.
- Ayoub, G., Semerjian, A. A., Fadel, M. E., & Koopman, B. (2001). *Heavy Metal Removal by Coagulation with Seawater Liquid Bittern*. Journal of Environmental Engineering.
- Bektaş, T., & Öztürk, N. (2004). *Boron Removal from Aqueous Solutions*. Eskişehir: Osmangazi University.
- Bellona, C., Drewes, J. E., Oelker, G., Luna, J., Filteau, G., & Amy, G. (2008). *Comparing Nanofiltration And Reverse Osmosis For Drinking Water Augmentation*. American Water Works Association.
- Bleiman, N., & Mishael, Y. G. (2010). *Selenium Removal From Drinking Water By Adsorption to Chitosan- Clay Composites and Oxides: Batch and Columns test*. Jerusalem: Journal of Hazardous Materials.
- Brødrene Dahl AS. (2019, 04 01). *www.dahl.no*. Retrieved from Webområde for Brødrene Dahl AS: https://www.dahl.no/globalassets/hovedside/produkter-og-tjenester/vmtva/kataloger/pdf/renselosninger_2016.pdf
- Camp supply International AS. (2009). *Vannrensecontainer*. Camp supply International AS.
- Conley, D. (2019, April 1). <https://www.watertechonline.com>. Retrieved from Water Tech Online: <https://www.watertechonline.com/granular-activated-carbon-as-an-adsorption-and-filtration-medium/>
- CSI Norway. (2007). *Techincal manual Sanitary container, 20 ft*.
- CSI Norway. (2009). *Hegg 8000 Teknisk manual*. CSI Norway.
- DOW Chemical Company. (UÅ). *Filmtech Membranes*.
- Environmental Protection Agency. (2000). *Wastewater Technology Fact sheet; Dechlorination*. Retrieved from www.epa.gov: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/P1001L40.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=2000+Thru+2005&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=>
- FLO/S/SBL Basemateriell. (2008). *Teknisk håndbok: Vaskerikonteiner, 20 FT*.
- FOH. (2011). *Appendix J2-04: Use of natural resources*.
- Folkehelseinstituttet. (2016). *Vannrapport 127 Vannforsyning og helse*. Oslo: Folkehelseinstituttet.

- Forsvaret. (2014). Camp Nidaros er historie. *Forsvaret.no*.
- Forsvaret. (2018). *UD 2-1: Forsvarsbestemmelser for landmilitær virksomhet*.
- Forsvaret. (2019). *Internasjonale operasjoner*. Retrieved from <https://forsvaret.no/fakta/aktivitet/internasjonale-operasjoner>
- Forsvarets logistikorganisasjon. (2016). *Teknisk håndbok vannrenseanlegg m/ tanksystem*.
- Forsvarsbygg. (2003). *Håndbok INTOPS etablering*.
- Forsvarsbygg. (2015). *Etablering i internasjonale operasjoner*.
- Forsvarsdepartementet. (2010). *Retningslinjer for tjenestefeltet eiendommer, bygg og anlegg*.
- Furuberg, K. (2019, Januar 31). *Norsk Vann*. Retrieved from Ofte stilte spørsmål: <https://norskvann.no/index.php/vann/om-vann/73-vann/om-vann/ofte-stilte-sporsmal/110-ofte-stilte-sporsmal>
- Golda a. Edwin, P. G. (2014). Characterization of domestic gray water from point source to determine the potential for urban residential reuse: a short review. *Applied Water Science*, pp. 39-49.
- Good, B. (2011, September 19). *U.S. Army*. Retrieved from Army.mil: https://www.army.mil/article/65812/shower_water_reuse_system_to_be_force_multiplier_at_fobs
- Gustavsen, E. M., Lien, G., & Tollefsen, A. F. (2017). *Norsk deltakelse i internasjonale operasjoner 1990-2015*. FFI.
- Hærens våpenskole. (2019). *Håndbok i feltetablering*. Rena: Sjef Hærens våpenskole.
- Hærens våpenskole. (UÅ). *Håndbok i feltetablering, Vedlegg 1- Basemateriell*.
- Headquarters, Department of the Army. (2016, April 2). *Technical manual for Shower Water Reuse System*. Washington, D.C.: Headquarters, Department of the Army. Retrieved from <https://outdoorventure.com/our-products/base-camp-and-training-solutions/ovc-engineered-solutions-llc/water-systems/shower-water-reuse-system>
- Helse- og omsorgsdepartementet. (2015). *Forskrift for badeanlegg, bassengbad og badstu*. Helse- og omsorgsdepartementet.
- Helse og omsorgsdepartementet. (2017, Januar 03). *Lovdata*. Retrieved from Drikkevannsforskriften: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868/%C2%A73#%C2%A73>
- Hjermann, D. Ø. (2018, 09 27). Retrieved from Store norske leksikon: <https://snl.no/%C3%B8rken>
- Hofsvang, T. (2018, februar 20). *Store Norske Leksikon*. Retrieved from www.snl.no: <https://snl.no/pesticider>
- International Water Association. (UÅ). www.iwapublishing.com. Retrieved from <https://www.iwapublishing.com/news/coagulation-and-flocculation-water-and-wastewater-treatment>
- Johannessen, A., Tufte, P., & Christoffersen, L. (2010). *Samfunnsvitenskapelig metode*. Oslo: Abstrakt forlag AS.

- Kaland, H., & Karud, K. (2011). Helseisrikoer ved bassengvann - sammenhenger mellom vannkvalitet og helseisrikoer i offentlige bad. *Vann*, 46, pp. 552-560.
- Kapoor, A., & Viraraghavan, T. (1997). *Nitrate Removal From Drinking Water- Review*. Journal of Environmental Engineering.
- Khan, M. A., Ahn, Y., Kumar, M., Lee, W., Min, B., Kim, G.-B., . . . Jeon, B.-H. (2011). *Adsorption Studies for the Removal of Nitrate Using Modified Lignite Granular Activated Carbon*. Separation Science and Technology.
- Kierulf, P. (2018, Februar 20). *Store medisinske leksikon*. Retrieved from www.sml.no: <https://sml.snl.no/ion>
- Koncagül, E., Tran, M., Connor, R., & Uhlenbrook, S. (2018). *The United Nations World water development report 2018: Nature-based solutions for water; facts and figures*. Retrieved from Unesco.org: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000261579>
- Kononova, O., Bryuzgina, G., Apchitaeva, O., & Kononov, Y. (2015). *Ion Exchange Recovery Of Chromium (VI) And Manganese (II) From Aqueous Solutions*. Arabian Journal of Chemistry.
- Marc Jeuland, D. K. (2004). *Private Sector Management of Fecal Sludge: A Model for the Future?* Duebendorf: Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology Department for Water and Sanitation in Developing Countries.
- Mattilsynet. (2019). *Veileder drikkevannsforskriften*.
- Mendow, G., Grosso, C., Sánchez, A., & Querini, C. A. (2017). *Hybrid process for the purification of water contaminated with nitrites: Ion exchange plus catalytic reduction*. Chemical Engineering Research & Design.
- Metcalf & Eddy Inc., Tchobanoglous, G., Burton, F., & Stensel, D. H. (2003). *Wastewater Engineering*. New York: McGraw- Hill.
- Metcalf & Eddy Inc., Tchobanoglous, G., Stensel, D. H., Tsuchihashi, R., Burton, F., Abu-Orf, M., . . . Pfrang, W. (2014). *Wastewater engineering*. New York: McGraw- Hill Education.
- Myrvang, B. (2015, April 24). *Desinfeksjon*. Retrieved from www.snl.no: <https://sml.snl.no/desinfeksjon>
- Myrvang, B. (2015). *Desinfeksjon*. Store medisinske leksikon.
- Nasjonalt Folkehelseinstitutt. (2004a). *Vannforsyningens ABC Kapittel B-Vannkvalitet*.
- Nasjonalt Folkehelseinstitutt. (2004b). *Vannforsyningens ABC Kapittel C- Vannkilder og Nedbørfelt*. Folkehelseinstituttet.
- Nasjonalt Folkehelseinstitutt. (2004c). *Vannforsyningens ABC kapittel D- Vannbehandling*. Folkehelseinstituttet.
- NATO. (2006). *NATO Guide for Scales and Standards for Deployable Force Infrastructure (DFI)*.
- NATO STANAG. (2019). *AMedP-4.9 Requirements for water potability during field operations and in emergency situations*. NATO Standardization Agency.
- NATO. (UÅ). *Counterinsurgency a generic reference curriculum*. NATO.

- Noblis. (2010). *Sustainable Forward Operating Bases*. Strategic Environmental Research and Development Program.
- Nordseth, T. (2018, Februar 20). *Store medisinske leksikon*. Retrieved from www.sml.no: <https://sml.snl.no/kolloider>
- Norsk Institutt for vannforskning. (2001). *Vannkvalitet og vannbehandling i bade- og svømmeanlegg*. Norsk Institutt for vannforskning.
- Outdoor Venture Corporation. (2019, April 2). *www.outdoor.com*. Retrieved from https://outdoorventure.com/users/outdoorventure_com/2016/07/flyer_swrs.pdf
- Oxidation technologies LLC. (2019). *www.oxidationtech.com*. Retrieved from <https://www.oxidationtech.com/products/ozone-water-system/isx.html#1025=>
- Pall Water. (UÅ). *www.pallwater.com*. Retrieved from Microza* Hollow Fiber UNA Modules: <https://www.pallwater.com/content/dam/pall-water/literaturelibrary/pallwater-datasheets/Pall%20Water%20-%20Membranes%20and%20Modules%20-%20Microza%20UNA%20Microfiltration%20Modules.pdf>
- Pawel Wiercik, K. M.-A. (2016, Januar). Analysis of the Properties and Particle Size Distribution of Spent Filter Backwash Water from Groundwater Treatment at Various Stages of Filters Washing. *Environment Protection Engineering*, pp. 149-161.
- Pedersen, B. (2018, Juni 21). *Store norske leksikon*. Retrieved from snl.no: <https://snl.no/oksidasjon>
- Pedersen, B. (2019, 1 31). *Store norske leksikon*. Retrieved from https://snl.no/uorganisk_kjemi
- Persvold, A. Z. (2018, 09 24). *Store norske leksikon*. Retrieved from *Organiske stoffer*: <https://snl.no/organisk>
- Ravndal, J. A. (2009). *Counterinsurgency- when theory meets reality*. Oslo: Forsvarets forskningsinstitutt.
- Schroeder, J., Croot, P., Von Dewitz, B., Waller, U., & Hanel, R. (2011). *Potential and limitations of ozone for the removal of ammonia, nitrite, and yellow substances in marine recirculating aquaculture systems*. *Aquacultural Engineering* 45.
- SERDP. (2014). *Membrane Bioreactor/Ultra Low Energy Reverse Osmosis Membrane Process for Forward Operating Base Wastewater Reuse*. Department of Defense.
- Store norske leksikon. (2018, 09 27). *Ørken*. Retrieved from <https://snl.no/%C3%B8rken>
- Store norske leksikon. (2018, Februar 20). *Store norske leksikon*. Retrieved from <https://snl.no/pesticider>
- Sustainable Sanitation and Water Management Toolbox. (2019, April 1). *www.sswm.info*. Retrieved from Webområde for Water Sustainable Sanitation and Management Toolbox: <https://sswm.info/sswm-university-course/module-6-disaster-situations-planning-and-preparedness/further-resources-0/slow-sand-filtration>
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, P., & Zurbrügg, C. (2014). *Compenium of sanitation Systems and Technologies*.
- Tønjum, T. (2018, 05 29). *Virus*. Retrieved from *Store medisinske leksikon*: <https://sml.snl.no/virus>

- Toray. (2014, Juli). *Ultra low pressure BWRO TMG*. Retrieved from www.toraywater.com:
<https://www.toraywater.com/products/ro/pdf/TMG.pdf>
- Torres Water Company. (2019, April 1). <https://torreswater.com>. Retrieved from Webområde for Torres Water Company: <https://torreswater.com/wp-content/uploads/2014/06/Multimedia-Filter.png>
- U.S. Army. (2010, Desember). *U.S. Army*. Retrieved from Army.mil:
https://www.army.mil/article/49961/modernizing_and_equipping_the_force_part_6
- U.S. Department of Health & Human Services. (2019). www.surgeongeneral.gov. Retrieved from <https://www.surgeongeneral.gov/about/index.html>
- US Army Corps of Engineers. (2014). *Applicable Guidelines for Water Reuse at Army Installations*. Washington DC.
- USAPHC. (2011). *Non-Potable Water Substitution And Reuse In The Field*.
- USAPHC. (2014a). *Water Reuse in Contingency Operations*.
- USAPHC. (2014b). *Microbial risk assessment for unrestricted wastewater reuse during army deployments*.
- USAPHC. (2017). *Review of the Applicability of Published Water Reuse Guidelines for Contingency Operations*.
- Utkilen, T. (2013). *Sanitetsetterretning*. Forsvarets Høgskole.
- WHO. (2005). *Bromate in Drinking- water*.
- World Health Organization. (2005). *Nickel in Drinking Water*.
- World Health Organization. (2006). *Guidelines for safe recreational water environments, Volume 2: swimming pools and similar environments*. Geneva: WHO Press.
- Wyatt, L. O. (2002). *Water...Bulk or Bottled It's a Bigger Issue Than That*. Alabama: Air University.
- Yael Gilboa, E. F. (2008). UV disinfection of RBC-treated light greywater effluent: Kinetics, survival and regrowth of selected microorganisms. *Water Research*, pp. 1043-1050.

Vedlegg A

Krav til drikkevann fra NATO STANAG AMedP-4.9 og drikkevannsforskriften.

	Enhet	NATO STANAG AMedP-4.9		Drikkevannsforskriften
		LTS (Langtid)	STS (Korttid)	
<u>Mikrobiologisk</u>				
Koliforme bakterier	CFU/100 ml	0	0	0
Enterokokker	CFU/100 ml	0		0
Escherichia coli (E. coli)	CFU/100 ml	0	0	0
Clostridium perfringens	CFU/100 ml			0
Klor (Fritt tilgjengelig)	mg/L	0.1-0.3	Sporbar og ≤5	
<u>Fysisk</u>				
Farge	CU	15	15	Akseptabel
Ledningsevne	µS/cm	1500	1500	
Lukt	-	Akseptabel	Akseptabel	Akseptabel
pH	-	6.5-9	5-9.5	6.5-9.5
Smak	-	Akseptabel	Akseptabel	Akseptabel
Turbiditet	NTU	1	1	Akseptabel
Hardhet	dH°			2.1-3.5
<u>Kjemisk (uorganisk)</u>				
Antimon	µg/L	5		5
Arsen	µg/L	10	20	10
Bor (grunnstoff)	mg/L	1		1
Bromat	µg/L			10
Kadmium	µg/L	5		5
Klorid	mg/L	250	600	
Krom	µg/L	50		50
Kobber	mg/L	2		2
Cyanid	µg/L	50	2000	50
Fluorid	mg/L	1.5		1.5
Jern	mg/L			0.2
Bly	µg/L	10		10
Magnesium	mg/L	100	100	
Mangan	mg/L			0.05
Kvikksølv (grunnstoff)	µg/L	1		1
Nikkel (grunnstoff)	µg/L	20		20
Selen	µg/L	10		10
Sulfat	mg/L	250	300	

Uran	µg/L	30	
Kjemisk (organisk)			
Akrylamid	µg/L		0.1
Benzen	µg/L	1	1
Benzo[a]pyren	µg/L	0.01	0.01
Bromdiklormetan	µg/L	60	
Bromoform	µg/L	100	
Kloroform	µg/L	300	
Dibromklormetan	µg/L	100	
Dikloretan, 1,2-	µg/L	30	3
Epiklorhydrin	µg/L	0.1	0.1
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	µg/L		0.1
Tetrakloreten (PERC)	µg/L	40	10
Trikloreten	µg/L	20	10
Trihalometaner	µg/L		100
Vinyl klorid	µg/L		0.5
Kjemisk (plantevernmidler)			
Alaklor	µg/L	2	0.1
Aldicarb + metabolitter	µg/L	4.7	0.1
Aldrin+Dieldrin	µg/L	0.03	0.03
Altrazin + metabolitter	µg/L	3	0.1
Karbofuran	µg/L	7	0.1
Klordan (total)	µg/L	0.2	0.1
Klorotoluron	µg/L	30	0.1
Klorpyrifos	µg/L	14	0.1
Cyanazin	µg/L	0.6	0.1
2,4-D	µg/L	30	0.1
2,4-DB	µg/L	90	0.1
DBCP	µg/L	1	0.1
1,2-DCP	µg/L	4	0.1
DDT + metabolitter	µg/L	1	0.1
1,2-Dibrometan	µg/L	0.4	0.1
1.3-Dikloropropen	µg/L	20	0.1
Dimetoat	µg/L	0.93	0.1
Dioksiner og Furaner (TEQ)	µg/L	0.000015	0.1
2,4-DP	µg/L	100	0.1
Endrin	µg/L	0.6	0.1
Total			0.5
Kjemisk (uorganisk)			
Glyfosat	µg/L	280	
HCBD	µg/L	0.6	
Heptaklor	µg/L	0.4	0.03
Heptaklor Epoksid	µg/L	0.2	0.03
Isoproturon	µg/L	9	

Lindan (total)	µg/L	0.2		
Malation	µg/L	93		
MCPA	µg/L	2		
Mecoprop	µg/L	10		
Methoksyklor	µg/L	20		
Metolaklor	µg/L	10		
Molinat	µg/L	6		
Nitrat	mg/L			10
Nitritt	mg/L			0.5
PCBs (total)	µg/L	0.5		
Pendimetalin	µg/L	20		
Pentaklorfenol	µg/L	9		
Pikloram	µg/L			
Simazin	µg/L	2		
2,4,5-T	µg/L	9		
TBA	µg/L	7		
2,4,5-TP	µg/L	9		
Trifluoralin	µg/L	20		
Radioaktivitet				
Total α stråling	Bq/L	0.5	0.5	
Total β stråling	Bq/L	1	1	

Vedlegg B

Tabellen viser en oppsummering av rensemetoder omtalt i oppgave, med fordeler og ulemper for de ulike metodene.

Renseteknikker	Fordeler	Ulemper
<i>Kjemiske metoder</i>		
Adsorpsjon	<ul style="list-style-type: none"> - Reduserer: <ul style="list-style-type: none"> ○ Lukt- og smaksstoffer. ○ NOS. ○ Uønsket klor. ○ Uorganiske stoffer (As, Cd, Cu, F, Pb, Mn og Nitrat). - Krever ingen kjemikalier 	<ul style="list-style-type: none"> - Ved høyt NOS- innhold bør reduseres dersom andre stoffer skal fjernes effektivt.
Ionebytte	<ul style="list-style-type: none"> - Reduserer: <ul style="list-style-type: none"> ○ Hardhet (Mg og Ca) ○ NOS. 	<ul style="list-style-type: none"> - Stoffene som tilsettes må fjernes. - Høyt NOS innhold tetter anlegg og gir trykktap. - Bør forbehandle med MF. - Avløp gir humusvann, koksalt og lut. - Krever kjemikalier - Inntil 5% vanntap
Lufting	<ul style="list-style-type: none"> - Meget enkelt tiltak. - Reduserer: <ul style="list-style-type: none"> ○ CO₂- innhold ○ Radongass ○ Hydrogensulfid ○ Karbondioksid ○ Trihalometaner (kloreringsprodukt). ○ Jern(oksidasjon) 	
Koagulering	<ul style="list-style-type: none"> - Reduserer: <ul style="list-style-type: none"> ○ Turbiditet og farge ved at NOS, smittestoffer og uorganiske partikler (As, Cu, Fe, Hg, P og Cl-) flokkulerer seg. 	<ul style="list-style-type: none"> - Avhengig av pH-verdi, vannkvalitet og temperatur. - Avhengig av annen metode for å fjerne flokkulerte partikler. - Ikke å regne som fullstendig hygienisk barriere. - Krever kjemikalier. - Inntil 10% vanntap

<i>Desinfeksjon</i>		
Klorering	<ul style="list-style-type: none"> - Restmengde som virker over tid - Desinfiserende effekt på ledningsnettet. 	<ul style="list-style-type: none"> - Inaktiverer ikke parasitter, bakteriesporer og enkelte virus. - NOS og andre reaksjonsstoffer påvirker inaktiveringsprosess. - Krever kjemikalier. - Ulike ulemper avhengig av kjemikalier som brukes.
Ozon	<ul style="list-style-type: none"> - Inaktiverer alle smittestoffer med relativ liten dose. Kan produsere ozon på stedet. - Reduserer: <ul style="list-style-type: none"> o Fe. o Mn. o NOS. - Ozon lages på stedet og krever ingen kjemikalier. - Enkelt i drift. 	<ul style="list-style-type: none"> - NOS og andre reaksjonsstoffer påvirker inaktiveringsprosess. - Må fjernes. - Biprodukter kan gi lukt og smak eller være helseskadelige. - Bryter ned NOS som kan gi bakterievekst i ledningsnett. - Senker pH- verdi. - Ozon er korrosivt og giftig, må håndteres sikkert. - Bromidholdig vann kan gi bromat ved ozon-behandling.
UV-Stråling	<ul style="list-style-type: none"> - Inaktiverer alle smittestoffer med relativ liten dose. - Ikke behov for kjemikalier. 	<ul style="list-style-type: none"> - Kan gi biprodukter i vann med innhold av NOS, Bromid og klor. - Turbiditet og farge påvirker prosessen. - Krever noe strøm. - 7 min oppstartstid ved strømbrudd. - Fe, Ca eller Ma gir beleggdannelse på lampene.
<i>Fysiske metoder</i>		
Sedimentering og flotasjon	<ul style="list-style-type: none"> - Reduserer tyngre partikler i vann. 	<ul style="list-style-type: none"> - Bør brukes med koagulering som forbehandling for å optimaliseres.
Filtrering	<ul style="list-style-type: none"> - Reduserer partikler i ulike størrelser 	<ul style="list-style-type: none"> - Kan få gjennombrudd med filter med granulært materiale.
Mikrofiltrering (MF), 100-5000 nm	<ul style="list-style-type: none"> - Reduserer: <ul style="list-style-type: none"> o Bakterier og parasitter o Fine partikler 	<ul style="list-style-type: none"> - Krever trykk. - Gir ca. 5% vanntap

	<ul style="list-style-type: none"> ○ Andre stoffer som er større en nevnte 	
Ultrafiltrering (UF), 10-100 nm	<ul style="list-style-type: none"> - Reduserer: <ul style="list-style-type: none"> ○ Virus ○ Kolloider ○ Andre stoffer som er større en nevnte 	<ul style="list-style-type: none"> - Krever trykk. - Gir ca. 10% konsentrat
Nanofiltrering (NF), 1-10 nm	<ul style="list-style-type: none"> - Reduserer: <ul style="list-style-type: none"> ○ Virus ○ Divalente ioner ○ Andre stoffer som er større en nevnte 	<ul style="list-style-type: none"> - Krever høyt trykk. - Gir minst 15% konsentrat - Bør ha forfiltrering for å minske slitasje.
Omvendt osmose (RO), < 0,1 nm (RO)	<ul style="list-style-type: none"> - Reduserer alle partikler og smittestoffer. - Renser saltvann til drikkevann. 	<ul style="list-style-type: none"> - Krever høyt trykk og strømtilførsel. - Gir konsentrat minst 15% - Reduserer viktige næringsstoffer.
<i>Biologiske metoder</i>		
Langsomfiltrering	<ul style="list-style-type: none"> - Biofilm stopper smittestoffer. - Reduserer diverse partikler og NOS. 	<ul style="list-style-type: none"> - Plasskrevende. - Fungerer ikke som fullstendig hygienisk barriere. - Etter rengjøring tar det tid før biofilmen er effektiv med fjerning av stoffer.

Vedlegg C

Tabellen under viser størrelser og strømforbruk for produkter av rensemetoder som har tilstrekkelig kapasitet. Hensikten med dokumentet er å kunngjøre en indikasjon på strømforbruk og størrelse på de ulike rensemetodene. Utregningene tar ikke hensyn til størrelse for rørsystem og pumper.

Rensemetode	Type	Kapasitet (L/dag)	Strømforbruk (*)	Størrelse	Egnet for container?	Bekreftet brukt i militære OPS?	Kilder
RO	TM720-370	35958	225 psi >NF	(**)		Ja, SWRS	https://www.lenntech.com/Data-sheets/Toray-TM720-400-Brackish-Water-RO-Element.pdf
ULPRO	TMH20A-370	38607	100 psi >UF	(**)		-	https://www.lenntech.com/Data-sheets/Toray-TMH20A-440-Brackish-Water-RO-Element-L.pdf
NF	SU-620F	22000	143 psi >ULPRO	(**)		-	https://www.lenntech.com/Data-sheets/Toray-SU-620F-L.pdf
UF	HYDRAcap® MAX 40	27252	73 psi >MF	(**)		Ja, Forsvarets vannrenseanlegg	https://www.lenntech.com/Data-sheets/Hydranautics-HYDRAcap40-LD-L.pdf
MF	MPWF 450	29952	3-45psi <UF	L=2160mm D=165mm		Ja, SWRS	https://www.lenntech.com/Data-sheets/Pall-Micropak-WF-L.pdf

UV	SWUV-6	31612	0,72 kWh	L=520mm D=63,5mm		Ja, SWRS	https://www.pristinewater-treatment.com/pdf/UVLightSystemBrochure.pdf
Koagulering/ sedimentering	-	20441	(***)	A=10,22 kvm og H=min. 2 m (****)		-	https://fabeko.no/assets/Retningslinjer-sedimenteringsbasseng1.pdf
Ionebytte	WSF14-90-1	54510	(***)	A=0,2 kvm		Ja, Hegg 8000, Sanitær- og vaskeri-container	www.catalogindustry.com
Langsomfiltrering	-	-	-	-		-	Se kapittel om langsomfiltrering

*Ved strømforbruk for membranfiltrene regnes nødvendig trykk, da dette medfører strømforbruket i form av pumpesystemer som.

**Størrelser er for membraner er i tilstrekkelige størrelser for å benyttes i konteiner, da allerede UF, MF og RO er benyttet før. NF og ULPRO er omtrentlig i samme størrelse og kan derfor også benyttes.

***For ionebytte og koagulering er det i hovedsak blandebatterier som bruker strøm. Det antas at dette strømforbruket er lavt grunnet mangel på data.

****Nødvendig overflateareal regnet fra sedimenteringsbasseng ved betongfabrikker, se kilde. Utreget ved at arealet er det dobbelte av største innstrømning på en time. Her er denne satt til ¼ av total innstrømning per dag. Høyden anbefales å være minst 2 meter.