

Øyvind Olav Døsvik Haugen

En flermålsanalyse for å vurdere det mest bærekraftige alternativet som nytt rensetrinn for fjerning av virvelløse dyr i drikkevannet fra Benna

Masteroppgave i Bygg- og miljøteknikk

Veileder: Thomas Meyn

Medveileder: Franz Tscheikner-Gratl

Juni 2021

Øyvind Olav Døsvik Haugen

En flermålsanalyse for å vurdere det mest bærekraftige alternativet som nytt rensetrinn for fjerning av virvelløse dyr i drikkevannet fra Benna

Masteroppgave i Bygg- og miljøteknikk
Veileder: Thomas Meyn
Medveileder: Franz Tscheikner-Gratl
Juni 2021

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Fakultet for ingeniørvitenskap
Institutt for bygg- og miljøteknikk



Kunnskap for en bedre verden

SAMMENDRAG

Benna er reservevannskilden til Trondheim kommune, men har siden 2017 vært avstengt på grunn av funn av virvelløse dyr i drikkevannet og på ledningsnettet. Virvelløse dyr utgjør ingen helsemessig risiko for forbrukere, men de kan påvirke den estetiske verdien på drikkevannet. Trondheim Kommune har bestemt at det er behov for å utvide vannbehandlingen ved Benna vannbehandlingsanlegg (VBA) med et ekstra rensetrinn for å fjerne slike dyr fra drikkevannet, slik at Benna kan tas i bruk som reservevannskilde.

Fjerning av virvelløse dyr er en relativt sjelden problemstilling innen vannbehandling. Trondheim kommune har derfor gjennomført en pilot-studie med sju ulike piloter. De sju pilotene var en trommelsil, en trykksil, et trykkdiskfilter, en mikrofiltreringsmembran (MF-membran), en ultrafiltreringsmembran (UF-membran) og to stk. sandfilter. Denne oppgaven handler om å vurdere hvilken av pilotene som er det mest bærekraftige alternativet og som burde bli implementert som et fullskala rensetrinn ved Benna VBA.

For å kunne svare på oppgavens problemstilling er det gjennomført en flermålsanalyse. En flermålsanalyse kan benyttes for å evaluere og rangere alternativer basert på ulike kriterier. I denne oppgaven er metoden Simple Multi-Attribute Rating Technique (SMART) benyttet i kombinasjon med Analytical Hierarchy Process (AHP), der AHP er benyttet for vektning av kriteriene. Totalt 35 interessenter har vektet kriteriene, og disse interessentene er delt i tre grupper; vannverkseier, forbrukere og eksperter. Det er utarbeidet et støtteverktøy i Excel for å forbedre beslutningsprosessen.

Det er etablert fem kriterier for analysen. Disse kategoriseres i tre bærekraftdimensjoner; sosial, økonomi og miljø. Resultatene indikerer at trykkdiskfilteret er det mest bærekraftige alternativet for alle interessenter. Sensitivitetsanalyser og scenarioanalyser bekrefter resultatene, noe som betyr at trykkdiskfilteret er en robust beslutning.

Denne analysen viser tydelig at det er Trykkdiskfilteret som er det mest bærekraftige alternativet av de sju prosessene, og som derfor burde bli implementert som en fullskala løsning i den utvidede vannbehandlingen ved Benna VBA. Hvis det viser seg at det vil være behov for å øke log-kredittene i vannbehandlingen, for å beskytte befolkningen mot sykdom, er det derimot UF-membranen som vil være den mest bærekraftige beslutningen.

Nøkkelord

Flermålsanalyse, SMART, virvelløse dyr, vannbehandling, Benna

ABSTRACT

Benna is the reserve water source for Trondheim municipality, but has since 2017 been out of operation due to findings of invertebrates in the distribution system. Invertebrates are not harmful for humans, but they can affect the aesthetic value of the drinking water. Trondheim municipality has decided to extend the water treatment at Benna water treatment plant (WTP) with a treatment step that removes animals from the drinking water.

Removal of invertebrates is a quite rare issue in water treatment. Trondheim municipality has therefore conducted a pilot study with seven different pilots. The seven pilots were; a drum screen, a pressure screen, a pressure disc filter, a microfiltration membrane (MF-membrane), an ultrafiltration membrane (UF-membrane) and two different sandfilters. The aim of this study is to assess which of these pilots that is the most sustainable alternative, and therefore should be implemented as a new treatment step at Benna WTP.

In order to answer the research question a multiple-criteria decision analysis (MCDA) was conducted. A MCDA can be used to evaluate and rank alternatives based in different criteria. In this study, SMART was used in combination with AHP. For weighting of the different criteria a total of 35 stakeholders have participated. These stakeholders were divided into three groups; waterworks owner, consumers and experts. A decision support system (DSS) was developed to improve and help in the decision-making process.

To find the most sustainable alternative five criteria has been identified. These five criteria have been categorized into three sustainability dimensions; social, economy and environment. The findings of this study indicates that the pressure disc filter is the most sustainable alternative. The results were then evaluated by a sensitivity analysis and a scenario analysis. These analyses showed results similar to the original, meaning that the pressure disc filter is a quite robust decision.

This study indicates that the pressure disc filter is the most sustainable alternative, and therefore should be implemented as a full scale treatment step at Benna WTP. If there is need to increase the log-credits to the water treatment to ensure safe drinking water for the consumers, the UF-membrane seems to be the most sustainable decision.

Key words

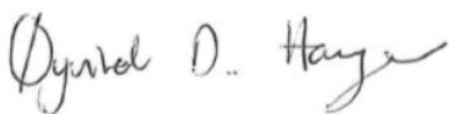
MCDA, SMART, invertebrates, water treatment, Benna

FORORD

Denne masteroppgaven er skrevet i forbindelse med faget «TVM4905 - Vannforsynings- og avløpsteknikk, masteroppgave» ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU) våren 2021 og utgjør 30 studiepoeng. Masteroppgaven er en del av masterstudiet Bygg- og miljøteknikk ved NTNU med spesialisering innen vannforsynings- og avløpsteknikk. Den er skrevet av Øyvind Olav Døsvik Haugen under veiledning av Thomas Meyn og Franz Tscheikner-Gratl ved NTNU og i samarbeid med Trondheim kommune, avdeling kommunalteknikk.

Først og fremst vil jeg rette en stor takk til mine veiledere Thomas Meyn og Franz Tscheikner-Gratl ved NTNU. Tusen takk for deres tålmodighet, grundige oppfølging og uvurderlige tilbakemeldinger. Jeg vil også takke Trondheim kommune avdeling kommunalteknikk og avdeling Bydrift for et flott samarbeid, og for at jeg fikk lov til å ta del i dette spennende, men utfordrende prosjektet. En stor takk sendes også til arbeidsgruppa for pilot-prosjektet, og spesielt min kontaktperson Noemi Ambauen. Videre vil jeg takke alle som har tatt seg tid til å svare på alle mine spørsmål og alle dere som har hjulpet meg i mitt arbeid. Tilslutt, men ikke minst, vil jeg takke mine nærmeste, Karianne, Jan Olav, Katrine og Ingvild. Tusen takk for all deres støtte og hjelp gjennom studiene.

Trondheim
24. Juni 2021



.....
Øyvind Olav Døsvik Haugen

INNHOILDSFORTEGNELSE

Tabeller.....	vi
Figurer	vii
Liste over forkortelser	viii
1 Innledning.....	1
1.1 Bakgrunn for oppgaven.....	1
1.2 Formålet med oppgaven.....	4
1.3 Oppgavens oppbygning	4
2 Teori om virvelløse dyr i vannforsyningssystemet.....	5
2.1 Vannforsyningssystemet som habitat for virvelløse dyr	5
2.2 Problemer med virvelløse dyr i vannforsyningssystemet.....	9
2.3 Grenseverdier for virvelløse dyr i drikkevann	12
2.4 Metoder for kontroll av virvelløse dyr i ledningsnett.....	15
3 Beskrivelse av case-studie	18
3.1 Benna som drikkevannskilde	18
3.2 Fysisk/kjemisk og bakteriologisk drikkevannskvalitet Benna	19
3.3 Leveringskapasitet	21
3.4 Barrierestatus for Benna vannverk.....	22
3.5 Virvelløse dyr i drikkevannskilden Benna	24
3.6 Pilotanlegg Benna VBA.....	25
3.6.1 Pilot 1 - Trykksil.....	26
3.6.2 Pilot 2 - Trommelsil.....	27
3.6.3 Pilot 3 og 4 - Sandfilter 1 og Sandfilter 2	27
3.6.4 Pilot 5 - Trykkdiskfilter	28
3.6.5 Pilot 6 og 7 - UF og MF membran	29
4 Metode.....	31
4.1 Litteratursøk.....	31
4.2 Mikrobiell barriere analyse	31
4.3 Pilot-testing 2020.....	31
4.4 Beslutningsteori og flermålsanalyser	32
4.4.1 Tilgjengelige MCDA-metoder.....	36
4.4.2 Beslutningsprosesser i vann- og avløpssektoren.....	37
4.4.3 Valg av MCDA-metode.....	39
4.4.4 SMART (Simple Multi-Attribute Rating Technique).....	42
4.4.5 AHP (Analytical Hierarchy Process).....	48
4.5 Beslutningsstøtteverktøy (DSS).....	49
5 Resultat/diskusjon	52
5.1 Kildevurdering og nødvendig barrierehøyde Benna	52
5.2 Definere evalueringskriterier og strukturere målhierarki	54
5.2.1 Maksimere renselytelse med hensyn til virvelløse dyr	56

5.2.2	Maksimere leveringskapasiteten	64
5.2.3	Minimere investeringskostnader	66
5.2.4	Minimere de årlige drift- og vedlikeholdskostnadene	68
5.2.5	Minimere klimagassutslipp	68
5.3	Bestemmelse av verdier per evalueringskriterium og alternativ	72
5.3.1	Maksimere renseytelsen med hensyn til virvelløse dyr	72
5.3.2	Maksimere leveringskapasiteten	77
5.3.3	Minimere investeringskostnader	79
5.3.4	Minimere de årlige drift- og vedlikeholdskostnadene	81
5.3.5	Minimere klimagassutslipp	82
5.4	Definere kriterievakter for interessenter	84
5.5	Aggregering av vakter og verdier	87
5.5.1	Vannverkseier	88
5.5.2	Ekspertes	90
5.5.3	Forbrukere	91
5.6	Sensitivitetsanalyse	92
5.7	Scenarioanalyse	93
5.7.1	Beskrivelse av scenarioer	93
5.7.2	Evaluering av scenario S ₁ til S ₅	97
5.7.3	Evaluering av scenario S ₆	99
6	Konklusjon	100
7	Videre arbeid	102
8	Referanser	103
9	Vedlegg	113

TABELLER

Tabell 1: Orienteringsverdier fra Tyskland (fritt etter DVGW, 2018). Prøver tatt med sil 100 µm.	13
Tabell 2: Grenseverdier fra Sør-Afrika (fritt etter Adam et al., 1998).....	14
Tabell 3: Artsspesifikke grenseverdier fra Nederland. Veldig bearbeidet fra van Lieverloo et al. (2002). 14	
Tabell 4: Fysisk/kjemisk og bakteriologisk drikkevannskvalitet Benna. Fritt etter Nøst (2020).	20
Tabell 5: Data for Benna nedbørfelt (Trondheim kommune, u.å.)	22
Tabell 6: Resultater rutineanalyser 2017-2020, Benna vannverk (Trondheim kommune, 2021).	23
Tabell 7: Sum log-reduksjon for eksisterende Benna VBA (Trondheim kommune, 2021).	23
Tabell 8: Karakteristika og egenskaper Sandfilter 1 og 2.....	28
Tabell 9: Karakteristika og egenskaper UF-membran og MF-membran.....	29
Tabell 10: Generell beslutningsprosess, steg 1 to 8 (Baker et al., 2001).	33
Tabell 11: Typisk inndeling av beslutningsprosesser i VA-sektoren i Storbritannia (Butler et al., 2003). 37	
Tabell 12: Faktorer som kan vurderes ved valg av vannbehandlingsprosesser (Crittenden et al., 2012). ...	39
Tabell 13: Input til verktøyet «MCDA Method Selection Tool» for valg av MCDA-metode.	41
Tabell 14: De ti stegene i SMART (Olson, 1996).	43
Tabell 15: Oversikt over interessentene og deres tilknytning til problemstillingen.	44
Tabell 16: Preferanseskala etter Saaty (1994).	48
Tabell 17: R.C.I. verdier for forskjellige verdier av n (kriterier).....	49
Tabell 18: Total barrierestatus for Benna ved forskjellige vannkvalitetsnivå	52
Tabell 19: Resultater rutineanalyser 2020, Benna vannverk	53
Tabell 20: Oppsummering av analyseresultater fra to prøvepunkt i Benna fra 2020 (Nøst, 2020).	53
Tabell 21: Sammendrag av valgte evalueringskriterier for vurdering av de sju prosessene	54
Tabell 22: Prosessenes tap av vann i % av produsert mengde.....	65
Tabell 23: Oppdaterte klimataill fra 2021 (Bjartnes et al., 2021).	69
Tabell 24: Sammendrag av resultatene fra pilot-testingen (oppditt i individer/m ³).....	74
Tabell 25: Vannverkseiers modellerte kriterievekter. Høyere vekt tilsvarer høyere viktighet.	85
Tabell 26: Sammenligning av de modellerte vektene fra forbrukere og eksperter for de fem kriteriene. ...	86
Tabell 27: Barrierestatus for Benna vannverk ved ulike renseprosesser og vannkvalitetsnivå	96

FIGURER

Figur 1: Tett sil/filter på stikkledning hos privat abonnent (t.v.) og industriell forbruker (t.h.)	2
Figur 2: Potensielle inntrengningspunkt til vannforsyningssystemet for virvelløse dyr	6
Figur 3: Generalisering av trofiske interaksjoner i vannforsyningssystemet. Modifisert fra Evins (2004). ..	8
Figur 4: Virvelløse dyr i drikkevannet fra Benna, foto: Trondheim kommune	10
Figur 5: En hypotetisk næringskjede av rørrnettets biocenose. Modifisert fra van Lieverloo et al. (2002). ..	16
Figur 6: Oversiktskart - Drikkevannskildene Benna og Jonsvatnet (Kilde: Norkart, u.å.)	18
Figur 7: Oversiktskart – Silanlegg og Benna VBA (Kilde: Norkart, u.å.).....	18
Figur 8: Skjematisk fremstilling av MeTroVann med forsyning fra Benna (Haugen, 2020).	19
Figur 9: Flytskjema pilotanlegg Benna. Modifisert fra Haugen (2020).	25
Figur 10: Prinsippskisse Pilot 1 – Trykksil. Modifisert fra Haugen (2020).	26
Figur 11: Prinsippskisse pilot 2 – Trommelsil. Modifisert fra Haugen (2020).....	27
Figur 12: Prinsippskisse pilot 3 og 4 - Sandfilter 1 og 2. Modifisert fra Haugen (2020).	28
Figur 13: Prinsippskisse pilot 5 – Trykksil. Modifisert fra Haugen (2020).	29
Figur 14: Prinsippskisse pilot 6 – UF membran. Modifisert fra Haugen (2020).	30
Figur 15: Prinsippskisse pilot 7 – MF membran. Modifisert fra Haugen (2020).	30
Figur 16: MCDA-prosessen	34
Figur 17: Systemgrenser ved valg av vannbehandlingsprosess. Modifisert etter Hamouda et al. (2019). ..	39
Figur 18: Eksempel på grafisk, retlinjet verdifunksjon for normalisering av kriteriescorer.	46
Figur 19: Skjerm bilde av siden for modellering av kriterievekter.	51
Figur 20: Skjerm bilde av siden for beregning av totalverdi	51
Figur 21: Oversikt over målhierarki	55
Figur 22: Gjennomsnittlig forekomst (\pm variasjon) av invertebrater i råvannet gjennom pilot-perioden.	56
Figur 23: Fordeling av utviklingsstadier av invertebrater funnet i råvannet gjennom pilot-perioden.	57
Figur 24: Fordeling av utviklingsstadier av invertebrater funnet i filtratet gjennom pilot-perioden.	60
Figur 25: Pallasea og Mysis fanget i en sil i Benna VBA. Foto: Geir Sommervold	61
Figur 26: Resultater fra pilot-testingen oppgitt i % tilbakeholdelse	72
Figur 27: Sammenligning av tettheten av virvelløse dyr i rentvannprøver fra forskjellige prosesser.	75
Figur 28: Valgt verdifunksjon for kriteriet maksimere rensedyktigheten med hensyn til virvelløse dyr.	76
Figur 29: Grafisk fremstilling av resultatene fra magasin-routingen.....	77
Figur 30: Valgt verdifunksjon for kriteriet maksimere leveringskapasiteten for Benna.....	79
Figur 31: Estimerte investeringskostnader for fullskala anlegg	80
Figur 32: Valgt verdifunksjon for kriteriet minimere investeringskostnader	80
Figur 33: Estimerte D & V – kostnader/år for fullskala anlegg.....	81
Figur 34: Valgt verdifunksjon for kriteriet minimere D & V – kostnader.....	82
Figur 35: Totalt klimagassutslipp over 20 år, i kg CO ₂ -ekvivalenter, for fullskala anlegg.	82
Figur 36: Valgt verdifunksjon for kriteriet minimere klimagassutslipp.	84
Figur 37: Spredning av kriterievekter for gruppen eksperter (t.v.) og forbrukere (t.h.).	87
Figur 38: Beregnede totalverdier for prosessene. Stolpene viser kriterienes bidrag til totalverdien.	88
Figur 39: Spredning av beregnet totalverdi (t.v.) og rangering av prosesser (t.h.) for eksperter.	90
Figur 40: Kriterienes bidrag til prosessenes totalverdi basert på ekspertenes vekt.	90
Figur 41: Spredning av beregnet totalverdi (t.v.) og rangering av prosesser (t.h.) for forbrukere.....	91
Figur 42: Kriterienes bidrag til prosessenes totalverdi basert på forbrukernes vekt.	92
Figur 43: Sensitivitetsanalyser med WSI.	92
Figur 44: Totalverdier for de sju prosessene ved ulike scenarioer.	98
Figur 45: Totalverdier for de to membranene ved to forskjellige scenarioer.	99

LISTE OVER FORKORTELSER

- AHP – Analytical Hierarchy Process
- CEB – Kjemisk forbedret tilbakespyling (Chemically enhanced backwash)
- CIP – Periodiske kjemiske rengjøringer («Clean-in-place»)
- DSS – Beslutningsstøtteverktøy (Decision Support System)
- D&V-kostnader – Drift- & vedlikeholdskostnader
- EPD – miljødeklarasjoner (Environmental declaration product)
- ELECTRE – Elimination Et Choix Traduisant la REalite
- GHG – Klimagass (Greenhouse gas)
- LCA – Livsløpsanalyse (Life Cycle Assessment)
- «Maksimere renselytelse» – «Maksimere renselytelse med hensyn til virvelløse dyr»
- MAVT – Multi-Attribute Value Theory
- MBA – Mikrobiell Barriere Analyse
- MCDA – Flermålsanalyse (Multiple-Criteria Decision Analysis)
- MeTroVann – Melhus Trondheim Spillvann/vann
- MF-membran – Mikrofiltreringsmembran
- Mysis – *Mysis Relicta*
- Pallasea – *Pallasiola quadrispinosa*
- PROMETHEE - Preference Ranking Organization METHods for Enrichment Evaluations)
- SMART – Simple Multi-Attribute Rating Technique
- TOPSIS – Technique for Order Preference by Similarity to an Ideal Solution
- UF-membran – Ultrafiltreringsmembran
- VBA – Vannbehandlingsanlegg
- VIKOR - VIšekriterijumsko KOmpromisno Rangiranje
- WBS – Arbeidsnedbrytningsstruktur (Work Breakdown Structure)
- WSI – Vektstabilitetsintervaller (Weight stability intervals)

1 INNLEDNING

I henhold til *Drikkevannsforskriften* (2016, § 9) har vannverkseier ansvar for å sikre at kravet om levering av tilstrekkelige mengder med drikkevann til enhver tid opprettholdes. Et samfunn vil raskt få problemer med å opprettholde bosetning og arbeidsliv dersom vannforsyningen svikter (Bartnes et al., 2003). En befolkning trenger vann for å overleve, samt personlig hygiene, toalettspyling, renhold og næringsmiddelproduksjon. Mattilsynet (2020) definerer reservevann som «vann av drikkevannskvalitet som leveres gjennom det ordinære distribusjonssystemet ved bruk av en råvannkilde som ikke er i bruk til vanlig (reservannkilde) eller fra et annet vannforsyningssystem».

1.1 Bakgrunn for oppgaven

Melhus Trondheim Spillvann/vann (MeTroVann) er et samarbeidsprosjekt mellom Trondheim og Melhus kommune for å oppfylle forskriftskravet om reservevannsforsyning i *Drikkevannsforskriften* (Trondheim kommune, u.å.). MeTroVann ble ferdigstilt og satt i drift høsten 2016, og muliggjør vannforsyning begge veier mellom kommunene med innsjøene Benna og Jonsvatnet som drikkevannskilder.

Benna er lokalisert i Melhus kommune og har siden ca. 1970 vært kommunens hovedvannskilde. Etter utbyggingen av MeTroVann forsyner Benna abonnenter i Melhus og deler av Trondheim tilsvarende 200 l/s ved ordinær drift. Ved full reservevannsforsyning skal Benna kunne forsyne områdene Melhus, Trondheim og Malvik tilsvarende 800 l/s (Trondheim kommune, u.å.). Hele MeTroVann-prosjektet kostet ca. 680 millioner kroner. Ved Benna ble det etablert et nytt silanlegg, avløpspumpestasjon og VBA, i tillegg til at det ble lagt en ny overføringsledning på ca. 24 km fra Benna til Kolstad pumpestasjon (Kolstad PS) i Trondheim. Vannbehandlingen ved Benna består i dag av silanlegget og desinfisering ved UV og klor.

Kort tid etter at MeTroVann ble satt i drift mottok Trondheim kommune rapporter om at filter på ledningsnettet som fikk vann fra Benna gikk tett etter unormalt kort tid, se Figur 1. Undersøkelser av filtrene viste at dette skyldtes store mengder virvelløse dyr, nærmere bestemt dyreplankton (hoppekreps og vannlopper). Det ble også gjort funn av store mengder av krepsdyret *Pallasea Quadrispinosa* (Pallasea) i høydebasseng og på

ledningsnett. En privat beboer på Byåsen fant også Pallasea på inntakssilen sin og det ble også observert hos en abonnent i Malvik, se Figur 1.

Det finnes Pallasea både i Jonsvatnet og i Benna, men det ble konkludert med at Pallasea på ledningsnett kom fra Benna fordi de blir tilbakeholdt i sandfiltrene ved Vikelven VBA ved Jonsvatnet. Analyserte vannprøver fra silanlegget ved Benna viste også at årsaken til den høye andelen dyreplankton i drikkevannet var manglende tetthet i inntakssilene. Drikkevannsforsyningen fra Benna og til Trondheim kommune har på grunn av disse funnene derfor vært avstengt siden Juli 2017, og Benna forsyner i dag kun abonnenter i Melhus tilsvarende 50 l/s (Trondheim kommune, 2019).



Figur 1: Tett sil på stikkledning hos privat abonnent (t.v.) og tett filter på stikkledning til industriell forbruker (t.h.), foto: Trondheim kommune

Problemene med virvelløse dyr i drikkevannet fra Benna ble oppdaget etter at MeTroVann ble satt i drift. Det er derimot kjent at det lenge før utbyggingen av MeTroVann har vært registrert flere sporadiske tilfeller av lukt og smak på vannet av abonnenter i Melhus kommune. Før utbyggingen av MeTroVann var også gelekrepss (*Holopedium gibberium*) et problem for driften av det gamle inntaksarrangementet i Benna. Gelekrepss etablerte seg på, og delvis tettet, inntaksristene. Under utbyggingen av MeTroVann ble det vurdert at en ville unngå gelekrepss ved å senke inntaket fra 17 til 30 meters dyp. Dette har senere vist seg å stemme.

Etter at Benna ble avstengt ble både ledningsnett og høydebasseng spylt for å bli kvitt virvelløse dyr i vannettet. I Mai 2018 ble det også installert en ny silduk med lysåpning 90 μm (tidligere 250 μm) på én av de to inntakssilene i silanlegget ved Benna. Selv med ny silduk viste vannprøver at det fortsatt gikk store mengder virvelløse dyr, hovedsakelig hoppekrepss og vannlopper, igjennom silene. Pallasea lever i bunnområdene av innsjøer

(Nøst, 2020), og for å redusere mengdene som kom inn med råvannet ble inntaket i Benna hevet. Problemet med *Pallasea* ble etter dette betydelig redusert.

I henhold til *Drikkevannsforskriften* §5 (2016) skal drikkevannet være helsemessig trygt, klart og uten fremtredende lukt, smak og farge. Virvelløse dyr utgjør i utgangspunktet ingen helsemessig risiko for forbrukere, men slike dyr er en kilde til organisk stoff som kan påvirke den biologiske stabiliteten i ledningsnettet. Hovedutfordringene med virvelløse dyr er i hovedsak knyttet til den estetiske verdien på drikkevannet. Virvelløse dyr kan ofte sees med det blotte øye, gi lukt og smak, samt misfarge vannet, noe som kan virke skjemmende for forbrukere. De kan også tette filter og siler, samt redusere vanntrykket i ledningsnettet. Se Kapittel 2 for ytterligere informasjon om virvelløse dyr i vannforsyningssystemer.

Ifølge Nøst (2020), vil ikke Benna være tilbake i ordinær drift før det er på plass en tilfredsstillende renseløsning for å håndtere utfordringen med *Pallasea* og dyreplankton. Trondheim Kommune har på bakgrunn av overnevnte informasjon bestemt at det er behov for å utvide vannbehandlingen ved Benna VBA med et ekstra rensetrinn for å fjerne slike dyr i vannbehandlingen. Ved å bli kvitt virvelløse dyr i drikkevannet kan Benna igjen være en funksjonell reservevannskilde, og dermed sikre tilstrekkelig vannforsyning i regionen.

Fjerning av virvelløse dyr er derimot en relativt lite omtalt problemstilling i vannforsyningssammenheng. Offisielle standarder for drikkevannskvalitet nevner ikke virvelløse dyr, og det er få, hvis noen, vannverk som overvåker konsentrasjonen av slike dyr i ledningsnettet (Christensen, 2011). Trondheim kommune var derfor interessert i å pilot-teste ulike prinsipløsninger før valg av nytt rensetrinn. Prosjektmandatet fra Trondheim kommune for pilot-testingen ved Benna kan sees i sin helhet i Vedlegg L. Formålet med pilot-testingen er beskrevet slik: «Testing av ulike løsninger for fjerning av hoppekreps for å finne best egnede type løsning for fremtidig utbygging i fullskala.». En åpen leverandørkonkurranse resulterte i at det ble etablert sju pilotanlegg basert på forskjellige filtreringsprinsipp ved Benna VBA. De sju pilotene inkluderte leie av; trykksil, trommelsil, trykksilfilter, UF-membran og MF-membran. I tillegg ble det besluttet å bygge to kolonner med ulike sandfilter-media i regi Trondheim kommune. Konkurransesgrunnlag fra Doffinbasen for fire av pilotene finnes i Vedlegg M.

1.2 Formålet med oppgaven

Formålet med masteroppgaven tar utgangspunkt i prosjektmandatet fra Trondheim kommune og handler om å vurdere de sju pilotenes egnethet som nytt rensetrinn ved Benna VBA. I dette inngår å vurdere pilotenes tekniske egenskaper, samt ytelser gjennom pilotperioden. Siden det nye rensetrinnet skal bygges som en fullskala løsning vil også andre faktorer vurderes, som for eksempel miljøpåvirkning og økonomi. Hovedproblemstillingen for denne masteroppgaven er derfor formulert slik:

«Hvilken, hvis noen, av de sju rensemetodene fra pilot-testingen er det mest bærekraftige alternativet og burde bli permanent implementert som en fullskala løsning i den utvidede vannbehandlingen ved Benna VBA?».

For å vurdere de sju pilotenes egnethet som nytt rensetrinn gjennomføres en beslutningsprosess, nærmere bestemt en flermålsanalyse. Ved hjelp av en flermålsanalyse kan de forskjellige pilotene evalueres og rangeres basert på forskjellige kriterier. Det utarbeides også et støtteverktøy i Excel for å forbedre beslutningsprosessen. For å besvare problemstillingen er det etablert følgende forskningsspørsmål:

- 1. Hvilke mengder av virvelløse dyr er akseptabelt å slippe ut med drikkevannet fra Benna VBA?*
- 2. Hvordan presterte de sju pilotene under pilotperioden?*
- 3. Hvilke kriterier kan benyttes til å vurdere de sju metodenes egnethet som permanent rensetrinn ved Benna VBA?*
- 4. Hvilken innflytelse på beslutningen har forskjellige interessenter og ulike scenarioer?*

1.3 Oppgavens oppbygning

Masteroppgaven er bygd opp på følgende måte: Først presenteres relevant teori om virvelløse dyr i vannforsyningssystemet. Deretter beskrives case-studie, som handler om Benna som drikkevannskilde, pilotanlegget, og tekniske beskrivelser av pilotene. Videre beskrives hva som er blitt gjort og hvordan oppgaven er løst, for eksempel hvilke metoder som er benyttet i flermålsanalysen og hvorfor. Tilslutt presenteres og diskuteres resultatene av flermålsanalysen, før oppgaven avslutter med en konklusjon og forslag til videre arbeid.

2 TEORI OM VIRVELLØSE DYR I VANNFORSYNINGSSYSTEMET

Dette kapittelet presenterer relevant teori om virvelløse dyr i vannforsyningssystemet. Ifølge Store Norske Leksikon [SNL] (2019c), er invertebrater, også kalt virvelløse dyr, en fellesbetegnelse på alle dyr uten ryggrad eller ryggstreng. Invertebrater omfatter dyregrupper som for eksempel insekter, krepsdyr og snegler. Typiske invertebrater som kan komme inn i systemer for drikkevann er Copepoda (hoppekreps), Cladocera (vannlopper), Oligochaeta (ferskvannsleddormer), Rotifera (hjuldyr), Nematoder (rundormer), og Bryozoa (mosdyr). Ifølge Evins (2004), har rapporter fra ulike kontinenter vist at det er ingen eller veldig få vannforsyningssystem som er helt fri for virvelløse dyr. Tettheten og sammensetningen av slike dyr i ledningsnett varierer stort, der noen systemer kan være kraftig infestert.

2.1 Vannforsyningssystemet som habitat for virvelløse dyr

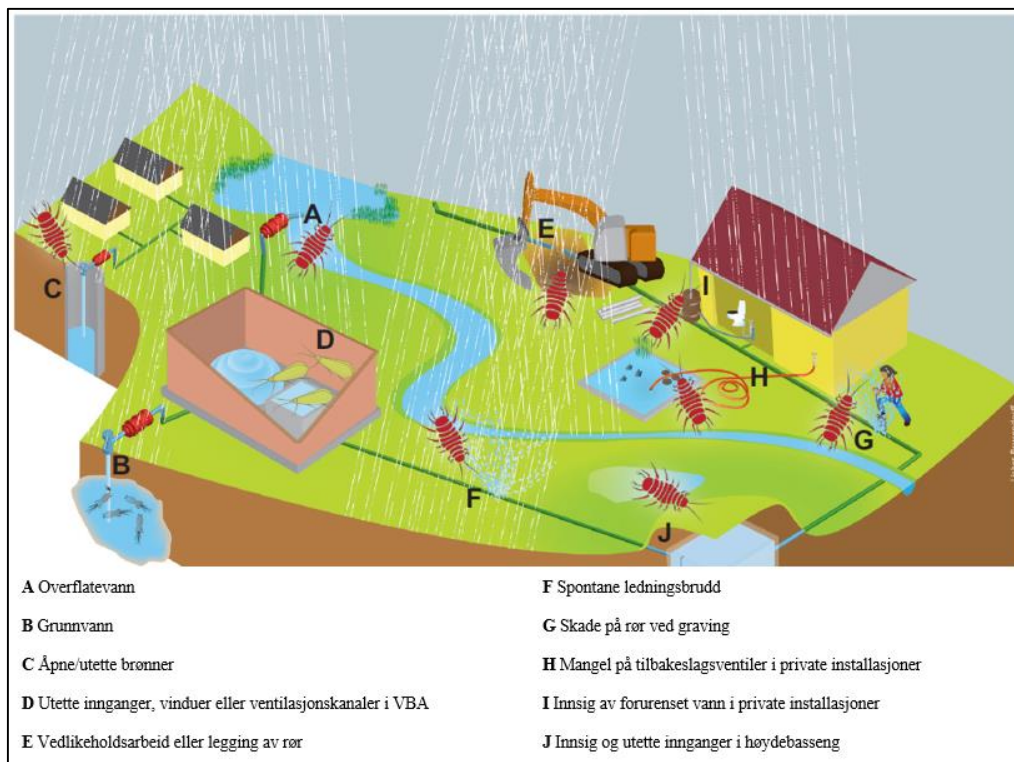
Invertebrater kan komme inn i vannforsyningssystemet på forskjellige måter, se Figur 2. Generelt er invertebrater tilstede i vannforsyningssystemer fordi de har (1) kommet inn med råvannet og passert vannbehandlingen eller kolonisert deler av vannbehandlingsanlegget, (2) kommet inn ved feil i distribusjonssystemet eller (3) etablert store kolonier og populasjoner i vannforsyningssystemet (Evins, 2004).

Invertebrater kommer inn med råvannet til drikkevannsbehandlingen i ulike mengder. Hvis barriereeffekten i vannbehandlingen, med hensyn til virvelløse dyr, ikke er tilstrekkelig vil store mengder dyr kunne komme inn i distribusjonssystemet. Ifølge Evins (2004), tilføres den største andelen av invertebrater til vannforsyningssystemet gjennom råvannet, der individer slipper gjennom vannbehandlingen og gis mulighet til å danne store populasjoner på ledningsnett. Store populasjoner på ledningsnett kan også være dannet tidligere, da vannbehandlingen ikke var tilstrekkelig eller hadde feil.

Invertebrater kan komme inn i vannforsyningssystemet på andre måter enn bare med råvannet. Ved vedlikehold- eller fornyelsesarbeid i vannforsyningssystemet, for eksempel ved reparasjon av rør, kan uforsiktig håndtering gjøre at invertebrater kommer inn i systemet (DVGW, 2018). Høydebasseng er også typiske inntrengningspunkt, spesielt for arter som er flyvende i deler av sin livssyklus (Evins, 2004). Slike virvelløse dyr, for eksempel insekter, kan komme inn i høydebasseng via svake punkter. Insektene vil da

kunne legge egg på vannoverflaten, som senere kan utvikle seg til akvatiske larver. Svake punkter i høydebasseng er ofte (DVGW, 2018):

- Utette ventilasjonskanaler og overløp
- Observasjonsvinduer som kan åpnes
- Åpninger for rengjøring- og inspeksjonsarbeid



Figur 2: Potensielle inntrengningspunkt til vannforsyningsystemet for virvelløse dyr (noe bearbeidet etter Christensen, 2011). Grafisk design: L. Brusendorff.

Ifølge DVGW (2018), er vannforsyningsystemer kunstige og relativt enkle strukturerte biotiske systemer, og derfor gjelder de samme økologiske regler i ledningsnettet som i naturlige vannkilder. I prinsippet kan virvelløse dyr også kolonisere disse systemene å dermed bli en naturlig del av vannforsyningsystemets biocenose (van Lieverloo et al., 2002). Det er bare dyr som er akvatiske gjennom hele sin livssyklus som kan kolonisere vannforsyningsystemer og dermed skape større populasjoner (Evins, 2004). Ifølge van Lieverloo et al. (2002), er det dyr som kun kan reprodusere seg seksuelt (for eksempel hoppekreps) som er avhengig av en stor populasjon for å kunne opprettholde populasjonsstørrelsen. Sannsynligheten for at slike arter koloniserer vannforsyningsystemet er mindre, sammenlignet med arter som kan reprodusere seg aseksuelt (for eksempel vannlopper), fordi individene er avhengige av å finne en partner.

Det er tilgjengelig næring, oksygeninnhold, temperatur og strømningsforhold som er viktige økologisk nøkkelparametre for å skape gode habitater for reproduksjon og overlevelse av invertebrater (DVGW, 2018).

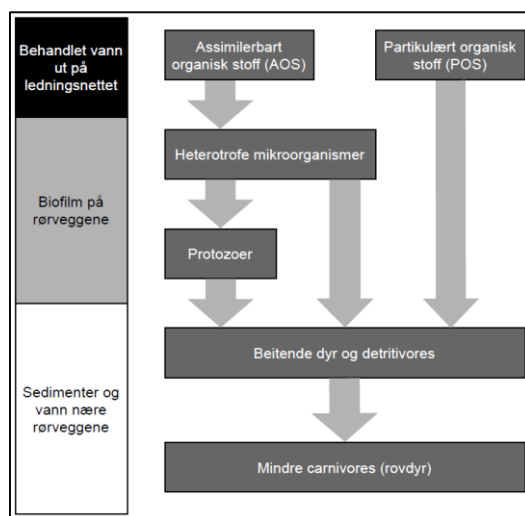
Produksjon av biomasse ved fotosyntese er ikke mulig i vannforsyningssystemer. Organisk stoff utgjør derfor næringsgrunnlaget for dyr i vannforsyningssystemet (DVGW, 2018). De fleste invertebrater i ledningsnettene er på samme trofiske nivå og konkurrerer derfor om den samme maten (detritus og mikroorganismer) (Evins, 2004). Ifølge Christensen (2011), livnærer invertebrater seg av både bakterier, protozoer og andre virvelløse dyr. Økosystemene i ledningsnettene er komplekse, og om tilstedeværelse av invertebrater reduserer eller forbedrer det mikrobielle samfunnet er uvisst (Christensen, 2011; Evins, 2004; Shaddock, 2005). Overvåking av virvelløse dyr i drikkevannet er tilsynelatende ikke lovpålagt i noen land, og dette er kanskje noe av årsaken til den relativt mangelfulle kunnskapen om dette emnet (van Lieverloo et al., 2002).

En generalisering av trofiske interaksjoner mellom organismer i vannforsyningssystemet er vist i Figur 3. Virvelløse dyr tilhører de to nederste trofiske nivåene. Vannets innhold av assimilert organisk stoff blir omdannet til biomasse av heterotrofe bakterier, mens vannets innhold av partikulært organisk stoff (for eksempel detritus, alger, avføring og planterester) brukes direkte som mat for virvelløse dyr. Ifølge Evins (2004), kan populasjoner av virvelløse dyr øke i størrelse når de utsettes for lite press fra organismer i høyere trofiske nivå.

Det kreves oksygenkonsentrasjoner på minst 1 mg O₂/l for at invertebrater kan danne store populasjoner i ledningsnettene (DVGW, 2018). Oksygenkonsentrasjonen i ledningsnettene er vanligvis over 1 mg O₂/l, men ved oksygenkonsentrasjoner under 1 mg O₂/l reduseres koloniseringsraten betydelig. Metabolismen og reproduksjonshastigheten til virvelløse dyr øker når temperaturen stiger, og som et resultat av dette er ofte konsentrasjonen av slike dyr i ledningsnettene størst om sommeren (DVGW, 2018). Invertebrater fra overflatevann kan formere seg ved temperaturer opp til 25 °C.

Virvelløse dyr kan bosette seg flere steder i ledningsnettene, og bosettingsmulighetene avhenger av vannets strømningshastighet. Generelt kan virvelløse dyr etablere en bærekraftig bosetning i områder med lav turbulens og stagnasjonssoner (vann med lang oppholdstid) (DVGW, 2018). Slike områder er gunstige habitat siden dyrene kan bevege

seg relativt fritt i rørtverrsnittet, i tillegg til at mat ofte avsettes i slike soner. Invertebrater med høy reproduksjonshastighet kan dermed nå store befolkningstettheter innen kort tid.



Figur 3: Generalisering av trofiske interaksjoner i vannforsyningsystemet. Modifisert fra Evins (2004).

Rentvannsbasseng regnes som stagnasjonssoner, og her akkumuleres store mengder sediment mellom rengjøringsintervallene. Luftrommet over vannoverflaten, selve vannoverflaten og biofilmen på veggene kan også benyttes som habitater for virvelløse dyr. Det er som regel lavt antall dyr i basseng som rengjøres hyppig. Virvelløse dyr som insekter og edderkopper koloniserer vanligvis ikke vannforsyningsystemer (DVGW, 2018). Dersom slike dyr observeres er det ofte en indikator på at systemet ikke er tilstrekkelig sikret, og at patogene mikroorganismer også kan komme inn i systemet.

Habitater i rørledninger er kunstige, men de er også lik habitatene i naturlige vannkilder. Sedimenter i rør er det foretrukne habitatet for virvelløse dyr i vannforsyningsystemer (DVGW, 2018). Sedimentene består av partikler som avsettes med vannet, deler av rørmateriale, og rester av biofilmer som har løsnet fra røroverflaten (van Lieverloo et al., 2002). I sedimentene finnes små hull for beskyttelse og enkel tilgang på mat. I sedimenter og nært rørveggene er også konsentrasjonen av mikrober størst (Evins, 2004).

En biofilm er alltid tilstede i vannførende rør (DVGW, 2018). Biofilmer består av bakterier, sopp og andre mikroorganismer, samt et «bindemiddel» som bakteriene produserer (Hem, 2009). Tykkelsen på biofilmen bestemmes av strømningshastigheten nær rørveggen (DVGW, 2018). I enkelte stagnasjonssoner kan biofilmer også vokse i vannmassene. Større biofilmer har et høyere potensial for kolonisering av virvelløse dyr, spesielt for mindre arter som liker seg langs rørveggen (DVGW, 2018). Disse artene

bruker biofilmen som mat, men også som habitat. Boforholdene for virvelløse dyr er bedre ved grove røroverflater, for eksempel i korroderte støpejernsrør eller rørveggavleiringer. Slike overflater øker vekstområdene for biofilm, og dermed vekstvilkårene, for virvelløse dyr.

Invertebrater kan også kolonisere VBA. Hurtig sandfiltre er kjent som ypperlige habitat for virvelløse dyr, med god tilgang på mat og gunstige boforhold mellom sandkornene (DVGW, 2018). Mulighetene for formering i filteret er i hovedsak begrenset av filterets spylefrekvens. Mekaniske filtre med lysåpning mindre enn 80 µm, er også spesielt utsatt for kolonisering av virvelløse dyr.

2.2 Problemer med virvelløse dyr i vannforsyningssystemet

I henhold til *Drikkevannsforskriften* §5 (2016) skal drikkevannet være helsemessig trygt, klart og uten fremtredende lukt, smak og farge. Ifølge Zhou et al. (2017), vurderer forbrukere drikkevannets kvalitet først og fremst etter estetiske faktorer som farge, lukt og smak. Estetisk uakseptabelt vann kan føre til at forbrukere velger andre typer vann som er mer appellerende, men som potensielt er utrygt (WHO, 2017).

Tilstedeværelse av invertebrater i drikkevannssystemet senker den estetiske verdien på drikkevannet, noe som kan resultere i klager fra forbrukere (Shaddock, 2005; Evins, 2004; Christensen, 2011). Ifølge Shaddock (2005), var for eksempel omtrent 28 % av alle forbrukerklagene til Rand Water (Sørafrikansk vannverk) i 1999 på grunn av virvelløse dyr i drikkevannet. Virvelløse dyr som er synlige for mennesker kan redusere forbrukernes tillitt til drikkevannet, skape ubehag og i verste fall panikk (van Lieverloo et al., 2004). Virvelløse dyr kan også misfarge vannet på grunn av deres utskilling av urin og avføring, samt at deres eksoskjelett (skall) blir liggende igjen i vannet etter ecdysis (hudskifte) (Ferreira & Du Preez, 2012).

Virvelløse dyr er en kilde til organisk stoff. Lukt og smak på vannet kan oppstå når slike dyr nedbrytes og dør (van Lieverloo et al., 2002). Dette bekreftes av Ødegaard (2014, s. 108) som hevder at det kan dannes illeluktende svovelforbindelser når organisk stoff, for eksempel dyreplankton, nedbrytes uten nok tilgang på oksygen. Ifølge Ormerod (2017), er skall av virvelløse dyr meget motstandsdyktige mot nedbrytning. Blir de derimot liggende i sedimenter og biofilmer i ledningsnettet, kan de nedbrytes av mikroorganismer som produserer vond lukt og smak. Ifølge Zhou et al. (2017), er det fortsatt store

kunnskapshull rundt hvordan og hvorfor mikrober i ledningsnettene produserer slike lukt- og smakskomponenter. Watson & Jüttner (2019), hevder også at dyreplankton kan produsere og skille ut flyktige organiske forbindelser (på engelsk: volatile organic components, VOC) under cellemetabolisme og/eller som et resultat av nedbrytning av organisk stoff. Flyktige organiske forbindelser, for eksempel Geosmin (GSM), kan gi lukt og smak av vannet (Watson & Jüttner, 2019).

Ifølge van Lieverloo et al. (2012), er det sjeldent at forbrukere registrerer virvelløse dyr i et glass med vann eller i et badekar, som vist i Figur 4. Dette skyldes at de større og dermed synlige dyrene blir tilbakeholdt i filter innomhus og på ledningsnettene. Mindre invertebrater som ikke er synlige for mennesket kan derimot komme gjennom filtrene, men de blir mest sannsynlig ikke observert av forbrukeren. Forbrukerklager som omhandler invertebrater er derfor sjeldne, og i Nederland er det estimert at det registreres mindre enn 10 klager per år (van Lieverloo et al., 2012).



Figur 4: Virvelløse dyr i drikkevannet fra Benna, foto: Trondheim kommune

Populasjoner av virvelløse dyr og deres påvirkning på vannkvaliteten er blitt lite studert (Evins, 2004). Dette til tross for at slike dyr er svært vanlige i distribusjonssystemene. Gjeldende standarder for drikkevannskvalitet nevner heller ikke virvelløse dyr. Hvordan disse påvirker vannkvaliteten har derfor vært et diskusjonstema de siste ti årene (van Lieverloo et al., 2012). Ifølge Wu et al. (2021), kan ikke virvelløse dyr i drikkevann lenger bli ignorert siden de potensielt kan utgjøre en trussel mot vannsikkerheten.

Dagens prosedyrer for desinfisering av drikkevann er ikke dimensjonert/egnet for å drepe eller inaktivere virvelløse dyr (DVGW, 2018). Det er derfor svært sannsynlig at noen av

dyrene som passerer vannbehandlingen er levedyktige når de kommer ut på ledningsnett. Ifølge DVGW (2018), utgjør ikke invertebrater, med dagens kunnskap, noen helsemessig risiko for forbrukere i Sentral-Europa. Selv om invertebrater i seg selv ikke utgjør noen risiko for mennesker, kan slike dyr i drikkevann ha indirekte påvirkninger på vannsikkerheten (Gunkel et al., 2021):

- De kan beskytte patogene mikrober mot desinfisering
- De kan påvirke den biologiske stabiliteten i ledningsnett

Flere studier har vist at mikrober, som kan være skadelige for mennesker i små doser, kan være levedyktige i tarmene til invertebrater også etter desinfisering (Levy et al., 1984; Wolmarans et al., 2005; Bichai et al., 2008, 2009; Lin et al., 2014). Virvelløse dyr kan derfor utgjøre en potensiell helserisiko for forbrukere siden de kan være bærere av patogene organismer i tarmene (Lin et al., 2014; Wolmarans et al., 2005). Ifølge van Lieverloo et al. (2002), er derimot sannsynligheten liten for at en infisert vertsorganisme kommer seg igjennom vannbehandlingsanlegget og ut på ledningsnett, overlever på ledningsnett, havner i et glass med vann hos forbruker, og tilslutt overfører parasitten til forbrukeren.

Den biologiske stabiliteten til drikkevann beskriver prosessene som oppstår i vannforsyningssystemet, og som vil kunne påvirke vannkvaliteten (Gunkel et al., 2021). Fraværet av hygieniske barrierer mellom VBA og forbrukerne har resultert i at drikkevannet ofte sendes ut på ledningsnett med en klorrest for å holde vannet biologisk stabilt (Bruaset & Hem, 2014). Det er ønskelig med et biologisk stabilt drikkevann fordi det medfører en minimal forandring av vannkvaliteten fra utgangen av VBA til vannet når forbrukerne (Bruaset & Hem, 2014). De fleste virvelløse dyr blir ikke påvirket av klorkonsentrasjoner som vanligvis er tilstede i rørrnett (Wu et al., 2021), og de har vist seg å kunne beskytte patogene mikrober mot denne desinfiseringen (Levy et al., 1984).

Det er dessverre få studier som har kvantifisert påvirkningen virvelløse dyr har på det mikrobielle samfunnet i ledningsnett (Christensen, 2011). Virvelløse dyr kan spise patogene mikrober. Det er gunstig dersom slike mikrober fordøyes, siden den totale tettheten av mikroorganismer vil reduseres. (van Lieverloo et al., 2002). De patogene mikroben vil ble transportert med vannet dersom de overlever inne i predatoren. En studie av Sochard et al. (1979) viste at dersom den patogene bakterien *Vibrio Cholerae*

var tilstede i vannmiljøet, var sannsynligheten stor for at hoppekrepsens tarmflora også vil bestå av samme bakterie. Hvis *V. Cholerae* overlever og formerer seg i tarmen, vil hoppekrepsens avføring dermed kunne være en spredningskilde av bakterien.

Ifølge van Lieverloo et al. (2002), påvirker invertebrater substratet som er tilgjengelig for mikroorganismer. Mikroorganismer vil for eksempel livnære seg på fekal-pellets, eksoskjelett (skall), og kadaver etter virvelløse dyr, og det er sannsynlig at slikt substrat er gunstig for koliforme bakterier og (opportunistiske) patogener. Virvelløse dyr som slippes ut på ledningsnett er derfor en kilde til organisk stoff som på sikt kan fremme vekstforholdene for patogene mikroorganismer (DVGW, 2018). Evins (2004) påpeker at rørfaunaen vil kunne forandre seg dersom virvelløse dyr fjernes fra ledningsnett.

Virvelløse dyr kan også tette filter på ledningsnett, se Figur 1, i tillegg til å kunne kolonisere filter og rentvannsbasseng i VBA. Store kolonier av virvelløse dyr kan også redusere eller blokkere rørtverrsnittet (Wood, 2005), som igjen kan skape stagnasjonssoner som gir gode vekstvilkår for mikrober i biofilmer og sedimenter (Gunkel et al., 2021). Generelt gir kolonier av virvelløse dyr og biofilmer vannrørene høyere ruhet, og dermed et større falltap gjennom ledningsnett.

2.3 Grenseverdier for virvelløse dyr i drikkevann

Ifølge WHO (2017), er det ikke etablert retningslinjer for komponenter i vannet som ikke utgjør en helsemessig risiko for forbrukere. Offisielle og gjeldende standarder for drikkevannskvalitet nevner ikke virvelløse dyr. Mye tyder på at det er få vannverk som overvåker konsentrasjonen av virvelløse dyr i ledningsnett (Christensen, 2011). Hva som ansees som akseptable nivåer av virvelløse dyr i drikkevannet som går ut fra VBA og som befinner seg i ledningsnett varierer derfor stort mellom land og vannverk.

Ifølge DVGW (2018), er utslipp av virvelløse dyr og deres utviklingsstadier (larver, egg) i det behandlede vannet uønsket, men på grunn av deres høye mobilitet er det nesten umulig å forhindre at de når distribusjonssystemet. I Tabell 1 presenteres orienteringsverdier for virvelløse dyr som går ut av VBA, og som befinner seg på ledningsnett i Tyskland. Medianen av 252 prøver viser at det for eksempel slippes ut 1500 individer per m³ fra VBA.

Tabell 1: Orienteringsverdier fra Tyskland (fritt etter DVGW, 2018). Prøver tatt med sil 100 μm .

Del av vannforsynings-systemet	Kildetype	Antall prøver	10-90-persentil (individer/ m^3)	Median (individer/ m^3)
Ut fra VBA	Overflatevann	252	450 - 6600	1500
På ledningsnett	Overflatevann			
	Individer ≤ 0.5 mm	168	30 - 1000	200
	Individer > 0.5 mm	168	0 - 100	10

I Nederland har overvåkning og undersøkelser av ulike vannforsyningsystemer vist at antallet hoppekreps og vannlopper som i gjennomsnitt går ut fra VBA varierer fra så å si ingen til flere hundre individer per kubikk (van Lieverloo et al., 2002). Undersøkelsene viste også at hoppekreps og vannlopper dominerer i antall i ledningsnettets biocenose, og at det var de større virvelløse dyrene (> 2 mm) som sto for store deler av biomassen fra virvelløse dyr. I vannkranen hos forbrukere var de største forekomstene av virvelløse dyr tilknyttet protozoer og nematoder (rundormer), mens hoppekreps og vannlopper stort sett lå i området 0.1 til ca. 10 individer/ m^3 drikkevann.

Ifølge DVGW (2018), skal utslipp av virvelløse dyr til distribusjonssystemet være moderat, og begrenset til et minimum. Dette bekreftes av Wolmarans et al. (2005) som hevder at antallet virvelløse dyr som slippes ut på ledningsnett skal være så lavt som teknologisk og økonomisk mulig. I Tabell 2 presenteres veiledende verdier foreslått av Adam et al. (1998) for utslipp av mindre invertebrater på ledningsnett. Disse verdiene ble implementert av Rand Water som er et av Afrikas største vannverk («Rand Water», 2020). Vann som produseres av Rand Water brukes til industri, drikkevann og behandling av avløpsvann. Verdiene fra Adam et al. (1998) er beregnet etter størrelsen på de virvelløse dyrene, samt antagelsen om at 0,7 % av vannet som produseres av Rand Water går direkte til drikkevann, og at én person i løpet av én dag drikker 2l vann (Adam et al., 1998; Shaddock, 2005). De største virvelløse dyrene (Diptera) er ikke tatt med i Tabell 2.

Adam et al. (1998) beskriver «anbefalt grense» i Tabell 2 som en grense for utslipp av virvelløse dyr på ledningsnett som vannverket til enhver tid skal prøve å overholde. Til sammenligning ble 50 individer/ m^3 satt som den anbefalte grensen for utslipp av invertebrater på ledningsnett i byen Shenzhen, som ligger sør i Kina (Yin et al., 2012). Ved overskridelse av «maksimalt tillatte grense» i Tabell 2 må umiddelbare og detaljerte undersøkelser gjennomføres for å finne årsaken til problemet (Adam et al. 1998). Ved overkridelse av «krisegrense» bør vannforsyningen avstenges, og umiddelbare tiltak

iverksettes for å forbedre situasjonen. Overskridelse av krisegrensen kan for eksempel være et tegn på feil i vannbehandlingen.

Tabell 2: Grenseverdier fra Sør-Afrika (fritt etter Adam et al., 1998).

Beskrivelse av verdier	Mindre virvelløse dyr (<2 mm)
Anbefalt grense	20 individer/m ³
Maksimalt tillatte grense	100 individer/m ³
Krisegrense	250 individer/m ³

Ifølge van Lieverloo et al. (2002), kan referanseverdier for antall individer som finnes i vannforsyningssystemet brukes til å vurdere sannsynligheten for å få forbrukerklager. I Tabell 3 presenteres referanseverdier for dyr i behandlet vann fra VBA i Nederland etter van Lieverloo et al. (2002). Tabell 3 viser at verdiene er mye lavere for *små dyr* sammenlignet med *veldig små dyr*, der eksempelvis vannlopper bør ha en medianverdi på under 5 individer/m³ for å unngå forbrukerklager.

Tabell 3: Artsspesifikke grenseverdier fra Nederland. Veldig bearbeidet fra van Lieverloo et al. (2002).

Individer/m ³	Behandlet vann fra vannbehandlingsanlegg (fra overflatevann)			
	Lave/normale verdier ≥ Median	Forhøyede verdier ≥ Median	Høye verdier ≥ Median	Svært høye verdier ≥ Median ≥ Vannprøve
<i>Veldig små dyr (<0.5mm)</i>				
- Rotifera (hjuldyr)	< 300	300 - 999	1 000 - 4 999	≥ 5 000 ≥10 000
- Copepoda larver (hoppekr.)	< 10	10 - 299	300 - 999	≥ 1 000 ≥ 5 000
<i>Små dyr (0.5mm - 2mm)</i>				
- Cladocera (vannlopper)	< 5	5	5	≥ 5 ≥ 30
- Copepoda (hoppekr.)	< 5	5 - 79	80 - 99	≥ 100 ≥1 000

I en nylig studie utført av Gunkel et al. (2021) ble 1000 vannprøver fra ledningsnett fra ulike europeiske land brukt for å analysere mangfoldet og forekomsten av invertebrater i vannforsyningssystemer. Gunkel et al. (2021) delte de virvelløse dyrene inn i tre klasser; makro, (>2 mm), meio, (0.1 - 2 mm) og mikro (<0.1 mm). Siden det er makrodyrene som er synlige for forbrukere ble det etablert tre generelle klasser for å evaluere mengden makrodyr i ledningsnettet; *normal kolonisering* <3 ind/m³, *kontrollområde* 1-35 ind/m³ og *masseutvikling* (nødvendig med tiltak) 35 - >500 ind/m³. Andre metoder for å evaluere forekomsten av invertebrater i ledningsnettet er en multimetrisk indeks (MMI) utviklet av Michels et al. (2013). Indeksen beskriver den økologiske tilstanden i ledningsnettet basert på funn av virvelløse dyr og detritus.

2.4 Metoder for kontroll av virvelløse dyr i ledningsnett

Virvelløse dyr kan nå store populasjonstettheter i vannforsyningssystemer. Fysiske kontrollmetoder skal fjerne føde (biofilm og sedimenter) og selve dyrene fra ledningsnett. Fysiske og kortsiktige kontrollmetoder omfatter i hovedsak (Evins, 2004; Christensen, 2011; Gunkel et al., 2021):

- Vanlig spyling
- Plugg/is - kjøring
- Luftspyling
- CO₂-spyling

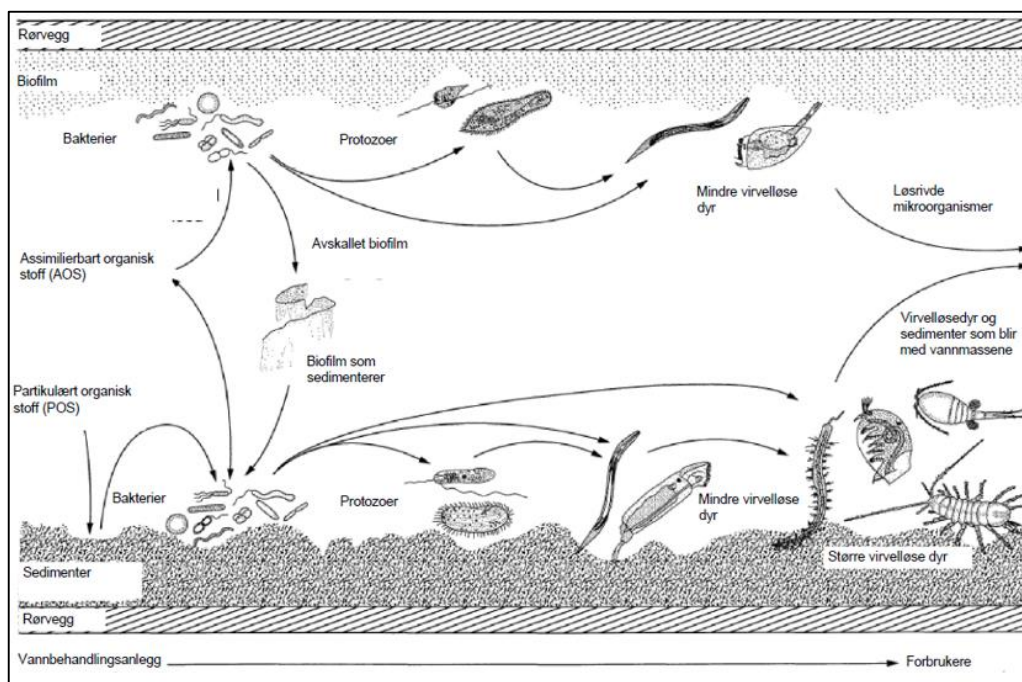
Ifølge van Lieverloo et al. (2002), vil pluggkjøring, luftspyling og vanlig spyling kun ha temporær effekt fordi disse metodene ikke fjerner alle dyrene. De dyrene som blir igjen i ledningsnett vil derfor kunne reetablere kolonien. En studie fra Nederland viste at nivåene av virvelløse dyr, sedimenter og bakterier i spylevannet fra hydranter var tilbake til normale nivåer innen ni måneder etter rengjøring (van Lieverloo et al., 2002).

Generelt er det slik at arter som beveger seg fritt i vannet eller langs rørveggen (for eksempel hoppekreps) blir relativt enkelt fjernet fra ledningsnett ved spyling (Evins, 2004). Invertebrater som ligger gjemt i sedimenter, eller som har festet seg til rørveggen (f.eks. *Asellidae aquaticus*) må hektes av rørveggen før de kan spyles vekk. En relativt ny tilnærming for fjerning av invertebrater i ledningsnett er CO₂-spyling. Vann som er mettet med CO₂ føres igjennom systemet. Tilsetningen av CO₂ bedøver dyrene, noe som betyr at de blir med spylevannet selv ved lave vannhastigheter (DVGW 271).

Christensen (2011) hevder det er viktig å redusere sedimentvolumet for å kontrollere virvelløse dyr på ledningsnett. Christensen (2011) foreslår, basert på undersøkelser av arten *Asellidae aquaticus*, en grenseverdi på 100 ml sediment/m³ før det er behov for rengjøring. Regelmessig og systematisk spyling regnes som et viktig tiltak for å minimere sedimentvolumet, samt risikoen for mikrobiell forurensning. Spylefrekvensen bør styres av hvor raskt sediment og biofilm bygges opp (van Lieverloo et al., 2002).

Langsiktige kontrollmetoder vil i hovedsak dreie seg om å redusere tilgangen på føde og begrense tilførselen av invertebrater til vannforsyningssystemet (DVGW, 2018). Ifølge Hem (2009), utgjør materialet som er biologisk nedbrytbart mindre enn 10% av totalt

organisk karbon (TOC) i overflatevann. For å begrense veksten av virvelløse dyr på ledningsnett bør innholdet av partikulært organisk stoff (POS) i drikkevannet minimeres (Evins, 2004). I tillegg skaper assimilerbart organisk stoff (AOS) vekst av mikrober i biofilmer og sedimenter, og dermed indirekte vekst av virvelløse dyr, se Figur 5.



Figur 5: En hypotetisk næringskjede av rørnettets biocenose. Modifisert fra van Lieverloo et al. (2002).

Ved prosjektering av nye ledningstraseer er det viktig å unngå overdimensjonerte rør og endepunkter, samt unødvendige bypass-løsninger for å minimere sannsynligheten for stagnasjonssoner der vekst kan oppstå (Christensen, 2011). Christensen (2011) hevder også at det å bytte ut støpejernsrør med plastikkør vil forverre boforholdene for noen arter. Støpejernsrør korroderer og gir dermed lettere feste for dyrene. Denne sammenhengen mellom rørmaterialer gjelder mest sannsynlig ikke for mindre virvelløse dyr. Det er også viktig å merke seg at syntetiske materialer, som for eksempel PVC og PE, kan slippe ut biologisk nedbrytbart organisk stoff i drikkevannet og dermed øke begroingspotensialet i ledningsnett (van der Kooij et al. 1999).

Ifølge Evins (2004), er det uvanlig at fjerning av virvelløse dyr i vannbehandlingen blir gjort til et spesifikt mål for vannverk. På grunn av deres høye mobilitet er det omtrent umulig å fjerne alle individer (DVGW, 2018). Membranfiltrering bør derimot kunne fjerne alle invertebrater (Christensen, 2011). Ifølge DVGW (2018), er også mikrosiling et effektivt tiltak for å redusere innholdet av invertebrater i drikkevann. Mikrosiling

benyttes for å avskille finpartikulært materiale på størrelser mellom 10-50 μm (Ødegaard, 2014, s.180). Forskning utført av Cangelosi et al. (2007) viste at mikrosiler (trykksil) for behandling av ballastvann i skip kan fjerne minst 78 % og 85 % av dyreplankton, med lysåpning på henholdsvis 50 og 25 μm . Studien viste at ytelsen til silene ble bestemt av bredden, og ikke lengden, til dyreplankton. En annen studie gjennomført av Parsons & Harkins (2002), viste at en trykksil med lysåpning 50 μm , og et trykksilfilter med lysåpning på 100 μm fjernet over 90 % av dyreplankton.

Sandfiltrering er også en effektiv og pålitelig vannbehandling for fjerning av virvelløse dyr (Adam et al., 1998). Ifølge Goncalves & Gagnon (2012), kan sandfiltrering effektivt fjerne majoriteten av partikler og organismer større enn 50 μm . En studie gjennomført ved et fullskala anlegg i Kina (Wu & Chen, 2018) viste at sandfilter kombinert med en kloreringsdose (NaClO) fjernet minst 75% av de virvelløse dyrene i drikkevannet, med et gjennomsnitt på 91,1% gjennom året. Antall individer i filtratet var konsekvent mindre enn 1000 individer/ m^3 . Tettheten av virvelløse dyr som passerer vannbehandlingen kan reduseres i filter ved å forkorte intervallene mellom tilbakespyling (DVGW, 2018).

En nylig studie fra Kina (Wu et al., 2021) viser også at det er nødvendig å overvåke forekomsten av virvelløse dyr gjennom VBA siden virvelløse dyr kan vokse og reproducere i renseprosesser (endogen vekst). Råvannet i VBA ble behandlet med forozonering etterfulgt av sedimentering, sandfiltrering, ozonering, BAC filtrering og tilslutt klorering i en rentvannstank. Av interessante funn bør følgende trekkes frem:

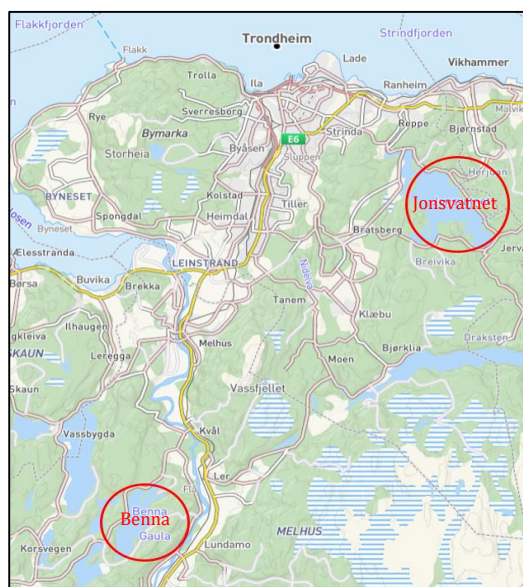
- Sedimenteringstrinnet fjernet 92 % av dyrene som kom inn med råvannet, ellers økte mengdene gjennom anlegget på grunn av endogen vekst. Virvelløse dyr kan reproducere, overleve og komme igjennom både sandfilter og BAC filter.
- Gjennom året sto den endogene veksten for i gjennomsnitt 79 % av alle de virvelløse dyrene som ble funnet i det ferdig behandlede vannet.
- Virvelløse dyr kunne overleve og reproducere seg i rentvannstank som var tilsatt en kloreringsdose (NaClO). Gjennomsnittlig reproduksjonsrate gjennom året var på 41, 9% (sammenlignet innløp og utløpskonsentrasjon).

3 BESKRIVELSE AV CASE-STUDIE

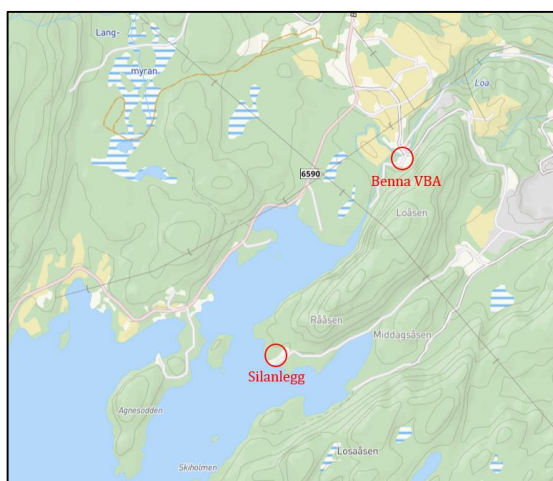
Dette kapittelet handler om Benna vannverk, Benna som drikkevannskilde og pilotanlegget ved Benna VBA.

3.1 Benna som drikkevannskilde

Benna er en innsjø ca. 10 km sørvest for Melhus i Melhus kommune i Trøndelag fylke, se Figur 6. Benna ligger i Gaulavassdraget, og har utløp i Gaula gjennom elven Loa.



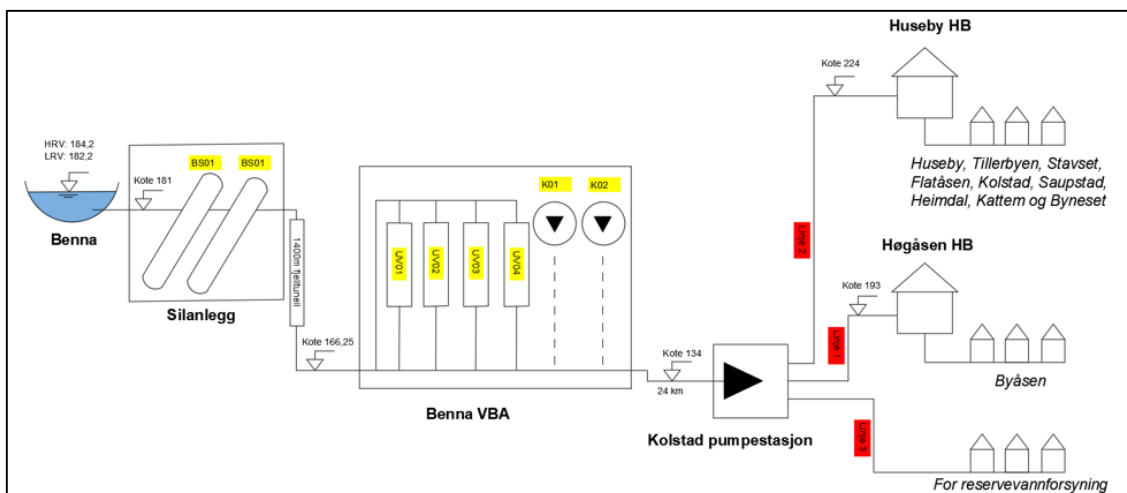
Figur 6: Oversiktskart - Drikkevannskildene Benna og Jonsvatnet (Kilde: Norkart, u.å.).



Figur 7: Oversiktskart – Silanlegg og Benna VBA (Kilde: Norkart, u.å.).

Vannforsyningen fra Benna består i dag av et silanlegg, en vanntunnel, Benna VBA, en overføringsledning på ca. 24 km og Kolstad PS. Skjematisk fremstilling av dagens eksisterende anlegg er vist i Figur 8. Vannet graviterer fra silanlegget og helt til Kolstad PS som fordeler vannet til ulike deler av Trondheim.

Råvanninntaket består av to parallelle ledninger med diameter 1000mm (Trondheim kommune, u.å.). Det er montert grove siler på inntakene med åpninger på 15-20 cm, og inntakspunktet er etablert ca. 600 meter fra land på ca. 25 meters dyp (ca. 10 meter over bunnen). Silanlegget er etablert på Loåsen, se Figur 7, og består i dag av to parallelle linjer med roterende båndsilere med lysåpning 90 μ m og 250 μ m. Fra silanlegget og til Benna VBA går vannet gjennom en sprengt fjelltunnel på ca. 1400 meter. Etter Benna VBA ligger de første ca. 9,5 km av overføringsledningen med dimensjon DN1200, mens på resten av strekningen ligger DN1000.



Figur 8: Skjematisk fremstilling av MeTroVann med forsyning fra Benna (Haugen, 2020).

Vannet fra Benna behandles med UV-bestråling og desinfisering ved tilsetning av klor (natriumhypokloritt, NaClO) i Benna VBA (Trondheim kommune, u.å.). Det er til sammen fem UV aggregat i anlegget, der hvert aggregat har en kapasitet på 400 l/s. Vann fra Benna har en UV-transmisjon på 62% (UVT50), og dimensjonerende UV-dose er satt til 40 mJ/cm². Ifølge Eikebrokk (2009), er UV-transmisjon et mål på vannets gjennomtrengelighet for UV-lys og påvirkes av vannets turbiditet og fargetall. For Benna vil 62% UVT50 bety at det etter 50mm er igjen 62% av den opprinnelige lysintensiteten. Dagens midlere vannforbruk (Q_{midl}) for områdene Melhus, Trondheim og Malvik er ca. 750 l/s (Trondheim kommune, u.å.). Dimensjonerende produksjonskapasitet for Benna er satt til 200 l/s ved ordinær drift og 800 l/s ved full reservevannsforsyning. I 2060 er vannbehovet beregnet til å være ca. 1200 l/s for kommunene Melhus, Trondheim og Malvik, noe UV-anlegget også er dimensjonert for (Andersen et al., 2010).

3.2 Fysisk/kjemisk og bakteriologisk drikkevannskvalitet Benna

Benna inngår i det årlige vannovervåkningsprogrammet for Trondheim kommune, og har vært en del av dette siden 2013. I dette programmet tas vannprøver fra Benna ved to prøvepunkter og ved forskjellige dyp i kilden én gang per måned i perioden mai til oktober (Nøst, 2020). Analyseparametere for overvåkning av den fysisk/kjemiske vannkvaliteten i Benna inkluderer blant annet; pH, konduktivitet, turbiditet og totalt fosfor.

Ifølge Nøst (2020), er den fysisk/kjemiske vannkvaliteten i Benna god, se Tabell 4, med stabile måleresultater hvert år siden oppstarten av måleprogrammet i 2013. Sammenlignet

med Jonsvatnet har Benna et særdeles lavt fargetall, der høyeste målte verdi var 5 mg Pt/l i overflatevannet i Oktober 2019. Stabilt lave nivåer av fosfor og nitrogen definerer Benna som en svært næringsfattig innsjø (ultra-oligotroft) (Nøst, 2020). Trondheim kommune (2020) beskriver Benna som et bløtt vann (2-3 °dH) med et kalsiuminnhold på ca. 14 mg/l. Det årlige vannovervåkningsprogrammet for Benna gjelder også den bakteriologiske vannkvaliteten. Analyseparametere for overvåkning av den bakteriologiske vannkvaliteten inkluderer blant annet; *Escherichia coli* (*E. coli*), koliforme bakterier, intestinale enterokokker (I. enterokokker), kimtall (22°C) og *Clostridium perfringens* (*C. perfringens*). Målingene i 2019 viser, i likhet med foregående år, at den bakteriologiske vannkvaliteten i Benna er god, se Tabell 4. Oppsummert ble det påvist små mengder av *E. coli* i vannmassene, mens *C. perfringens* og *I. enterokokker* kun opptrådte sporadisk.

Tabell 4: Fysisk/kjemisk og bakteriologisk drikkevannskvalitet Benna. Fritt etter Nøst (2020).

Bakteriologisk vannkvalitet Benna					
Parameter	Antall prøver	Min	Maks	Middel	Grenseverdi
E. coli (#/100ml)	60	0	1	0.16	0
C. perfringens (#/100ml)	60	0	1	0.02	0
I. enterokokker (#/100ml)	60	0	0	0	0
Koliforme bakt. (#/100ml)	60	0	>200	39.8	0
Kimtall (cfu/ml)	60	0	280	38.6	100
Fysisk/kjemisk vannkvalitet Benna					
Fargetall (mg Pt/l)	30	2.0	5.0	3.54	20
Turbiditet (NTU)	30	0.18	0.85	0.29	1
Tot. Org. Karbon (mg C/l)	30	1.5	2.3	1.98	3
Tot. Fosfor (µg/l)	30	1.4	4.1	2.38	-
Tot. Nitrogen (µg/l)	30	150	220	180	-
pH	30	7.4	7.9	7.68	6.6-9.5
Konduktivitet (mS/m)	30	9.2	10	9.8	250

Innholdet av koliforme bakterier økte høsten 2019. Nøst (2020) konkluderer med at de koliforme bakteriene er miljøkoliforme bakterier (naturlige jord-bakterier) som tilføres vannet ved store nedbørmengder og stor overflateavrenning. Dette bekreftes av Trondheim kommune (2021), som viser til at det var arten *Lelliottia jeotgali* (miljøkoliform) som var tilstede i råvannet fra Benna høsten 2018. Høyeste registrerte verdi var da hele 820 bakterier/100 ml. Trondheim kommune (2021) hevder at en mest sannsynlig kan utelukke at de koliforme bakterier kommer fra fekal forurensing, og at de dermed ikke utgjør en helsemessig risiko for forbrukere.

Benna er regnet som en middels, dyp og lite påvirket innsjø. Slike innsjøer har et temperatursprangsjikt (termoklin) som beskytter kilden mot forurensning (Ødegaard, 2014, s. 136). Dette sjiktet skapes mellom overflatelaget (Epilimnion) og dypvannslaget (hypolimnion) i sommerhalvåret. Tetthetsforskjellen mellom det varme overflatelaget og det kalde dypvannslaget gjør at det dannes et sjikt som hindrer lagene i å blandes. Dette virker som en beskyttelse mot forurensning siden de fleste forurensninger tilføres overflatelaget. Om våren og høsten utjevnes temperaturforskjellen og lagene blandes, noe som resulterer i dårligere beskyttelse. Den store variasjonen av koliforme bakterier i Tabell 4 skyldes i hovedsak slike endringer i vannmassene.

3.3 Leveringskapasitet

I henhold til *Drikkevannsforskriften* § 9 (2016,) skal vannverkseier sikre at vannforsyningssystemet skal kunne levere tilstrekkelige mengder drikkevann til enhver tid. Leveringssikkerheten for fast bosetting skal alltid ivaretas, og god leveringssikkerhet kan oppnås gjennom vannverkets alternative drikkevannsforsyning (Mattilsynet, 2020). Alternativ drikkevannsforsyning er en kombinasjon av vannverkets reservevannsforsyning og nødvannsforsyning.

Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) ga i 2012 Trondheim kommune konsesjon til å ta ut 200 l/s i kontinuerlig uttak fra Benna, og hele Trondheim kommunes behov for drikkevann ved reservesituasjon. I tillegg ble det gitt krav om minste vannføring i Loa på 100 l/s. I konsesjonen fra NVE er HRV satt til 184.2 m.o.h. og 182.2 m.o.h. er definert som absolutte minimum (LRV). Data for Bennas nedbørfelt er gitt i Tabell 5.

Killingtveit & Alfredsen (2016) definerer leveringskapasiteten til en vannkilde som «den største jevne tappingen som kan gjennomføres fra vannkilden i en lengre periode (her 1962-2011), uten at restriksjoner som minste-vannføring og magasinifylling brytes noen gang (100% leveringssikkerhet)».

Ifølge Bellingmo et al. (2017), har Benna kapasitet til å forsyne hele Trondheim, Malvik og Melhus, tilsvarende 800 l/s, i ca. 6 måneder ved et tørrår, når vannuttaket reguleres slik at Benna til enhver tid har fullt reservemagasin (ned til 182.2 m.o.h.). Ved ekstreme tørrår vil kapasiteten kunne være lavere enn 6 måneder. I et år med normalt tilsig vil kapasiteten være mellom 10-12 måneder ved full reservevannsforsyning.

Tabell 5: Data for Benna nedbørfelt (Trondheim kommune, u.å.)

Data for Bennas nedbørfelt	
Areal nedbørfelt:	25,7 km ²
Areal magasin:	5,7 km ²
Midlere tilsig:	15, 2 millioner m ³ /år (eller 0,481 m ³ /s)
HRV:	184,2 m.o.h.
LRV:	182,2 m.o.h.
Magasinvolum:	11,2 millioner m ³
Formål magasin:	Regulert for vannforsyning

Ifølge Killingtonveit & Alfredsen (2016), vil verken tilsiget eller leveringskapasiteten til Benna bli negativt påvirket av de forventede klimaendringene frem mot 2100. Middeltilsiget vil øke med 5-10% og leveringskapasiteten vil bli like stor eller noe større enn i dag (0-5%). Sesongfordelingen av tilsiget vil derimot kunne endre seg, med lengre tørkeperioder vår og sommer i enkelte år og en kraftig økning av høst- og vintertilsig, uten at det vil endre leveringskapasiteten til Benna.

3.4 Barrierestatus for Benna vannverk

Etter funn av virvelløse dyr i drikkevannet fra Benna undersøker Trondheim kommune om eksisterende barrierestatus for Benna er tilstrekkelig for å beskytte befolkningen mot sykdom. Trondheim kommune er derfor i gang med gjennomføringen av en mikrobiell barriere analyse (MBA) av Benna vannverk. Ved å benytte Norsk Vann Rapport 209 «Veileder i mikrobiell barriereanalyse» kan en avgjøre om vannverket har tilstrekkelige hygieniske barrierer. En MBA tar utgangspunkt i råvannsdata fra kilden fra de siste 3 år og størrelsen på vannbehandlingsanlegget til å bestemme nødvendig barrierehøyde for vannverket. Prosedyre og gjennomføring av MBA-veilederen er kort beskrevet i Vedlegg A og bør leses for å forstå de neste tabellene og avsnittene. Se Ødegaard et al. (2014) for komplett beskrivelse av MBA-veilederen.

Første punktet i en MBA er å plassere vannkilden innenfor et kvalitetsnivå. Ved etableringen av nytt VBA ved Benna under utbyggingen av MeTroVann ble kvaliteten på råvannet i Benna satt til kvalitetsnivå B, noe som resulterte i en nødvendig barrierehøyde for Benna lik 5,0v + 5,0b + 2,5p (Andersen et al., 2010). I MBA i kommunedelplan Vann i Trondheim 2021-2032 (Trondheim kommune, 2021), som vil være offentlig tilgjengelig i løpet av 2021, er ikke vannkvalitetsnivået til Benna bestemt. Dette er fordi

rutineanalyser fra Benna de siste 3 år, se Tabell 6, viser at det er behov for å gjennomføre et risikobasert prøvetakingsprogram (prøveresultatene tilsier at en havner på $1 \leq C.P. \leq 3$ i «veikartet» i Figur A i Vedlegg A). Et komplett prøvetakingsprogram krever at det er tatt mer enn 24 utvidede vannprøver gjennom året (Ødegaard et al., 2014), noe som ennå ikke er gjennomført. Et utvidet prøvetakingsprogram er derimot påbegynt med 3 prøvetakninger våren 2020, og fortsetter gjennom 2021.

Tabell 6: Resultater rutineanalyser 2017-2020, Benna vannverk (Trondheim kommune, 2021).

År	Indikator	Antall prøver	Antall positive	% positive	Middelerverdi ant./100 ml	Høyeste reg. verdi ant./100 ml
2017	<i>E. coli</i>	31	0	0	0.00	0
	<i>C. perfringens</i>	8	1	12.5	0.1	1
2018	<i>E. coli</i>	24	0	0	0	0
	<i>C. perfringens</i>	8	1	12.5	0.1	1
2019	<i>E. coli</i>	48	0	0	0	0
	<i>C. perfringens</i>	34	0	0	0	0

I MBA utført av Trondheim kommune (Trondheim kommune, 2021) er det prøvd å rekonstruere et slikt prøveprogram. Vår- og høstsirkulasjon ble vektlagt sammen med dager med kraftig nedbør eller snøsmelting. Det påpekes derimot i MBA for Benna vannverk at «det imidlertid er vanskelig å identifisere dager med kraftig nedbør eller snøsmelting fordi det kan ta opptil flere dager til en ev. forurensing blir synlig i vannprøvene pga strømningsforholdene i Benna og/eller sprangsjikt». Det rekonstruerte prøveprogrammet viste en middelkonsentrasjon (antall/100 ml) lik $3 \leq E. coli$ og $\leq 3 C. perfringens$, noe som resulterer i vannkvalitetsnivå B.

Vannbehandlingen ved Benna VBA består i dag av UV og desinfisering med klor. I Tabell 7 er barrierenivået i eksisterende vannverk bestemt etter MBA i kommunedelplan Vann i Trondheim 2021-2032 (Trondheim kommune, 2021).

Tabell 7: Sum log-reduksjon for eksisterende Benna VBA (Trondheim kommune, 2021).

Barrieretiltak	Log kreditt for Barrieretiltak
Nedslagsfelt og kilde	$1.0 b + 1.0 v + 0.55 p$
Vannbehandling	$0.0 b + 0.0 v + 0.0 p$
Klordesinfeksjon	$3.6 b + 3.6 v + 0.02 p$
UV-desinfeksjon	$3.54 b + 3.07 v + 3.54 p$
Sum log-reduksjon	$8.14 b + 7.67 v + 4.11 p$

Trondheim kommune har i sin MBA ikke bestemt vannkvalitetsnivå for Benna siden det ikke er gjennomført et fullverdig risikobasert prøveprogram. Det er derfor ikke bestemt om det nye rensetrinn ved Benna VBA må øke log-kredittene i vannbehandlingen for å sikre befolkningen trygt drikkevann. Dersom vannverkseier konkluderer med at eksisterende barrierestatus ikke er tilstrekkelig for å beskytte befolkningen mot sykdom, vil det få store konsekvenser for vurderingen av nytt rensetrinn ved Benna VBA siden flere av pilotene ikke gir ekstra log-kreditter.

3.5 Virvelløse dyr i drikkevannskilden Benna

Invertebrater er en naturlig del av vannkildens økosystem. Dyreplankton er små, akvatiske invertebrater som omfatter et bredt spekter av organismer, der hoppekreps og vannløpper er de mest vanlige gruppene i ferskvann (Santhanam et al., 2019). I akvatiske næringskjeder er dyreplankton regnet som primærkonsument. Næringsgrunnlaget til dyreplankton er partikler som alger, detritus og mindre dyreplankton (Montemezzani et al., 2015). Dyreplankton er derfor viktig for vannkildens økologiske stabilitet. Uten dyreplankton vil en kunne få et labilt økosystem, der for eksempel uønsket algevekst (eutrofiering) vil kunne oppstå.

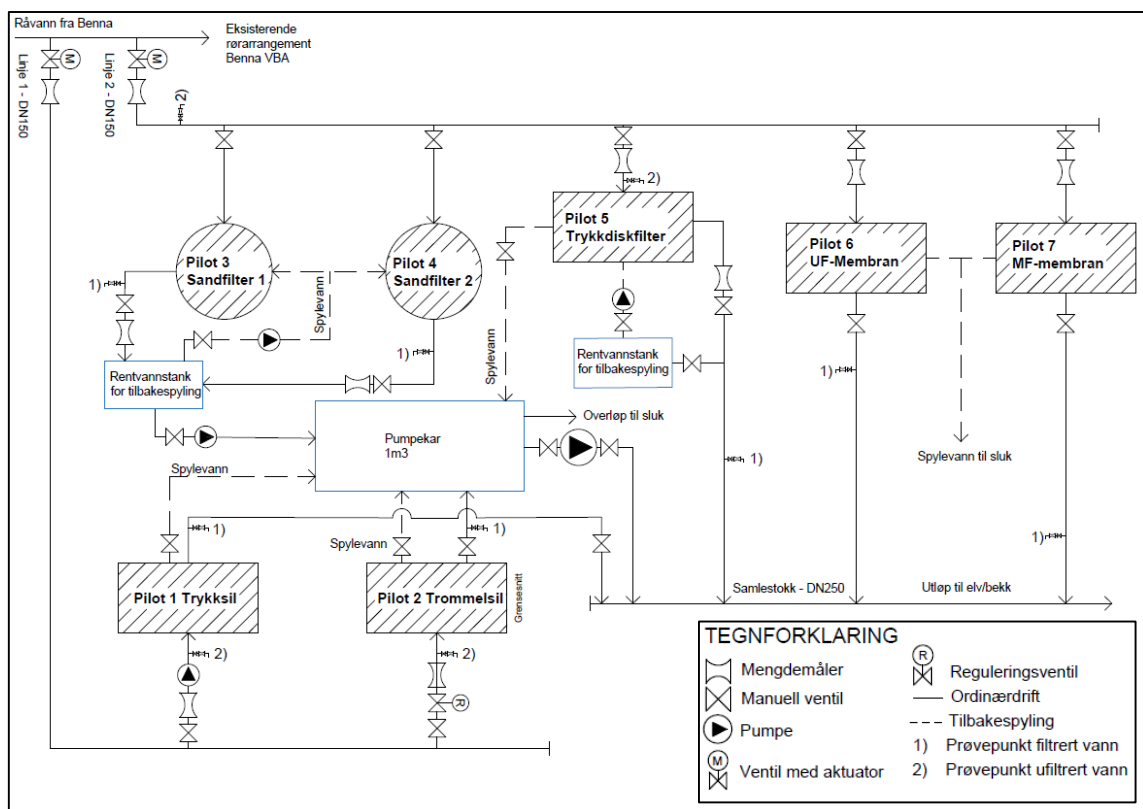
Ifølge Nøst (2020), er Benna svært næringsfattig, i tillegg til å ha et høyt kalkinnhold og gode lysforhold nedover i vannsøylen. Dette stimulerer til høy produksjon av dyreplankton. Det er påvist åtte dyreplanktonarter i Benna, med *Cyclops scutifer* som den mest dominerende hoppekrepsarten og *Daphnia galeata* som den mest dominerende vannloppearten. Analyserte vannprøver fra Benna i perioden 2017 til 2019 har vist at det er større andel hoppekreps i vannet sammenlignet med vannløpper. Dyreplankton ble funnet i alle deler av vannsøylen, men med variable forekomster i dyp og gjennom året. Størst konsentrasjon ble påvist i sommerhalvåret.

Hoppekreps kan bli mellom 1 og 5 mm lange (Montemezzani et al., 2015). Hoppekreps er altetende og oppsøker selv byttet de spiser, og har derfor et selektivt næringsøk (DeMott, 1988). Hoppekreps formerer seg ved hjelp av kjønnet formering, der nye individer klekkes fra egg (Jerpseth, 2020). Livssyklusen til hoppekreps varer ca. ett år og består av mange trinn, men kan generelt deles inn i tre stadier etter eggstadiet; nauplius-stadier (larve), copepoditt-stadier og voksne.

Vannlopper kan bli mellom 0,2 og 5 mm lange (Montemezzani et al., 2015). Vannlopper har et ikke-selektivt næringsøk, noe som vil si at de filtrerer vannet etter føde samtidig som de forflytter seg (Ebert, 2005). Denne filtreringen er gunstig for vannets selvrensing, der forskning har vist at vannlopper kan redusere konsentrasjonen av patogene bakterier som *Campylobacter Jejuni* (*C. Jejuni*) i vannet (Shallenberg et al., 2005; Connelly et al., 2007). Til forskjell fra hoppekreps kan vannlopper formere seg uten befruktning, også kalt partenogenese, der alle egg blir til hunner i sommerhalvåret (Hebert, 1987). Om høsten lages også hvileegg av hanner ved kjønnnet formering, som først klekkes neste vår. På 1960- og 70-tallet ble krepsdyrene *Mysis relicta* (*Mysis*) og *Pallasea* satt ut i regulerte overflatekilder. Ifølge Koksvik & Reinertsen (2012), var hensikten med utsettingen å gi et bedre næringsgrunnlag for fisk i og med at næringsstilbudet ofte blir redusert som følge av reguleringseffektene. Det finnes derfor *Pallasea* og *Mysis* i både Benna og Jonsvatnet.

3.6 Pilotanlegg Benna VBA

Fra det eksisterende rørarrangementet i Benna VBA ble det etablert to fordelingsstokker som transporterte vann fram til de sju pilotene. Dette illustreres i Figur 9.

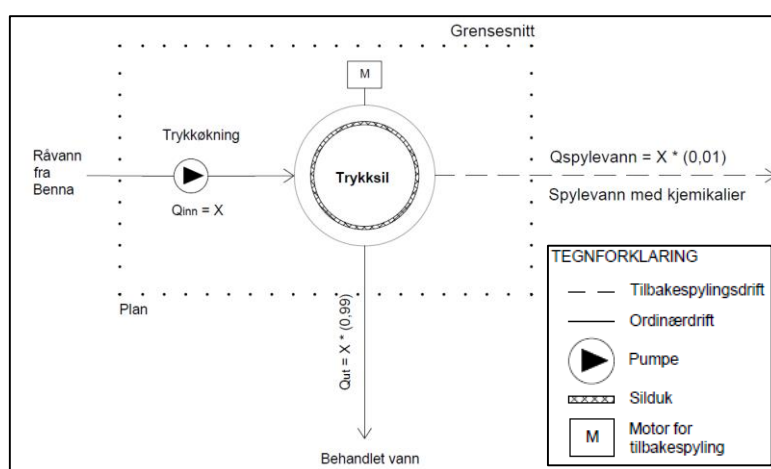


Figur 9: Flytskjema pilotanlegg Benna. Modifisert fra Haugen (2020).

Fem av pilotene ble plassert innvendig i Benna VBA, mens de to membranene ble plassert i hver sin container utenfor serviceinngangen. Filtrert vann og spylevann fra pilotene ble i hovedsak ført til et pumpekar, før det ble pumpet til en samlestock som transporterte vannet videre til den nærliggende bekken Loa. I prosesser som benyttet kjemikalier til rengjøring ble spylevannet ført til gulvsluk. Sandfiltrene og trykkdiskfilteret benyttet en egen rentvannstank for tilbakespyling. I Figur 9 vises bare rørdimensjoner for linje 1 og linje 2, samt samlestock. Ved vannprøver ble vannet ført til gulvsluk. I det etterfølgende beskrives de ulike pilotene, sammen med deres tekniske data. Mer detaljert beskrivelse av vannbehandlingsmetodene og hvordan de fungerer kan finnes andre steder, eller se Haugen (2020).

3.6.1 Pilot 1 - Trykksil

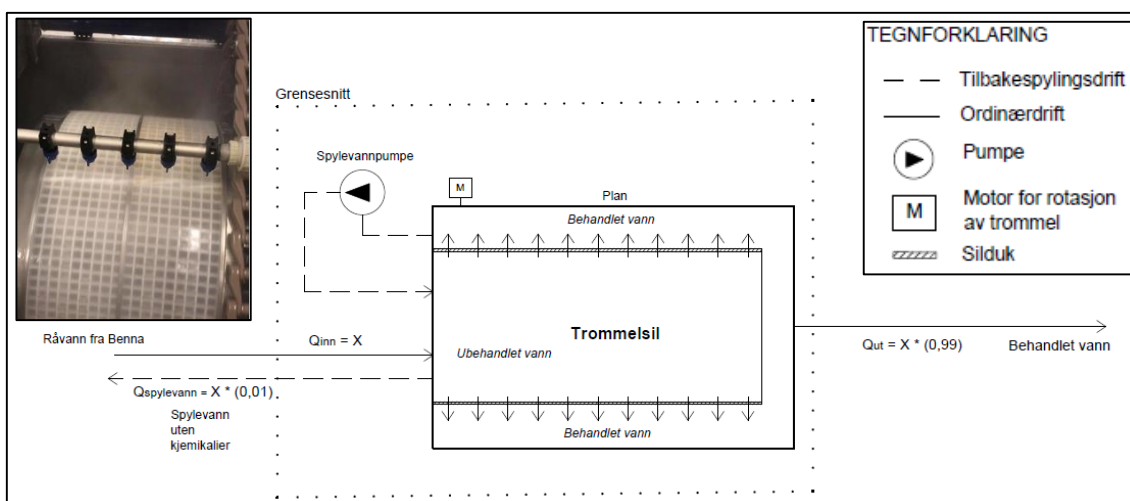
Trykksilen i pilot-testingen har en lysåpning på 40 μm og silduken er laget av et fler-lags, syre-resistent stålmateriale. Trykksilen fungerer under trykk. Til spyling benytter piloten råvann, og 1.5 bar råvannstrykk er nødvendig for effektiv spyling. Trykket fra Benna viste seg å ikke være tilstrekkelig for optimal drift, og det ble derfor installert en pumpe for å øke trykket gjennom silen. Trykksilen krever ingen form for forbehandling og kapasiteten til piloten er 0-14 l/s. Trykksilen spyles på tid, overstyrt av et justerbart differansetrykk på rundt 0.4-0.6 bar over silen. Silens filterinnsats spyles seksjonsvis ved at en roterende arm med sugedyser av gummi flyttes fra seksjon til seksjon og returspyler, mens den øvrige delen av silen er i drift. På denne måten er vannproduksjonen avbruddsfri. Det avsatte materialet dreneres med spylevannet ut i bunnen av silhuset. En prinsippskisse av trykksil-piloten er vist i Figur 10.



Figur 10: Prinsippskisse Pilot 1 – Trykksil. Modifisert fra Haugen (2020).

3.6.2 Pilot 2 - Trommelsil

Trommelsilen i pilot-testingen har en lysåpning på 40 μm . Trommelsilen har fritt vannspeil, krever ingen form for forbehandling og kapasiteten er 0-12 l/s. En prinsippskisse av piloten er vist i Figur 11. Trommelsilen spyles når vannstanden er >290 mm i trommelen, og piloten benytter filtrert vann fra rentvannsdelen til spyling. Selve spylingen skjer ved høytrykksspyling med dyser som er plassert over en trommel som roterer, se øverst til venstre i Figur 11. På denne måten avsettes materialet inne i trommelen, og blir med spylevannet ut. Prosessen benytter ikke kjemikalier for rengjøring og spylelengden er normalt tiden det tar før vannet har sunket med 290 mm inne i trommelen, pluss én rotasjon av trommelen.



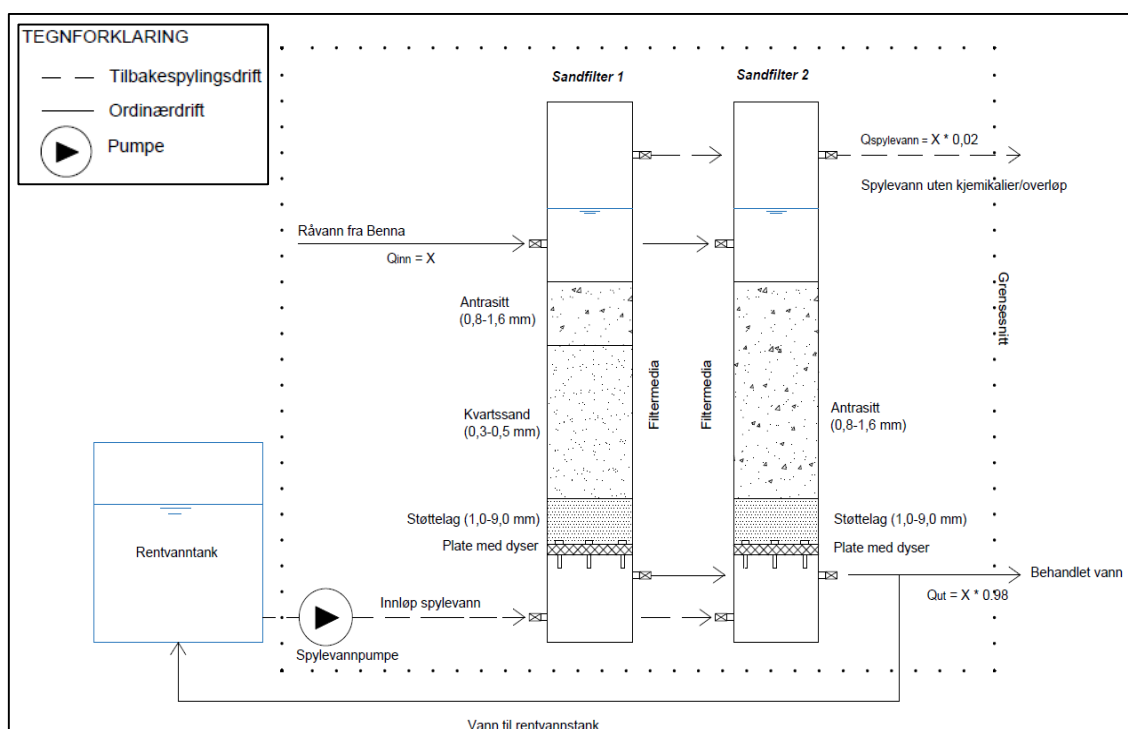
Figur 11: Prinsippskisse pilot 2 – Trommelsil. Modifisert fra Haugen (2020).

3.6.3 Pilot 3 og 4 - Sandfilter 1 og Sandfilter 2

Sandfiltrene som benyttes i pilot-testingen har fritt vannspeil og bryter dermed trykklinjen. Pilotene har en kapasitet på 0-1 l/s. Den benytter en filtreringsrate på mellom 10 og 20 m/t og bruker ingen form for forbehandling. Sandfiltrene spyles når falltapet er ca. 0.3 bar. Sandfiltrene som brukes i pilot-testingen bruker ingen kjemikalier. Sandfilter 1 er et to-media-filter, mens sandfilter 2 er et en-media-filter. Tabell 8 viser karakteristika og egenskaper for de to pilotene. En prinsippskisse av sandfiltrene er vist i Figur 12.

Tabell 8: Karakteristika og egenskaper Sandfilter 1 og 2

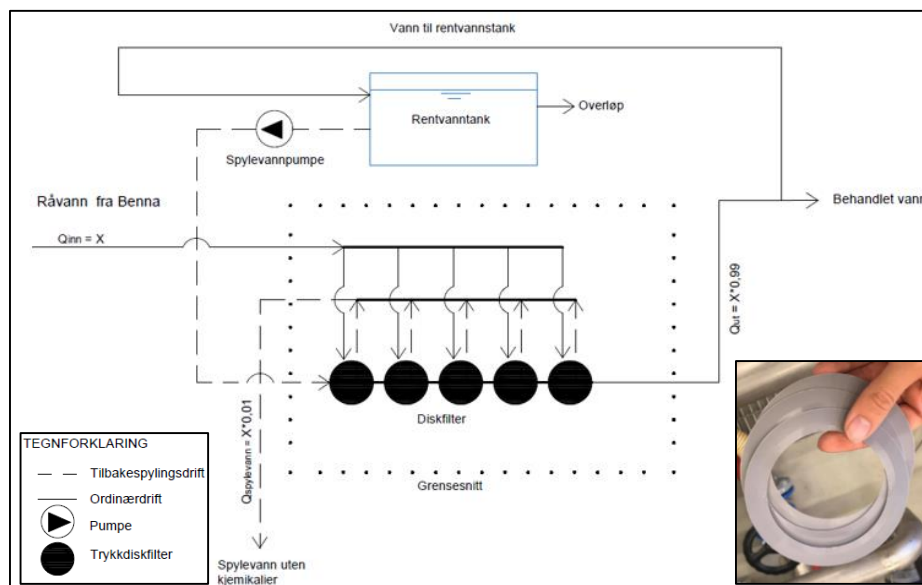
Pilot	Sandfilter 1	Sandfilter 2
Filtertype	To-media-filter (nedstrøms)	En-media-filter (nedstrøms)
Filtermedium	40 l antrasitt (0.8-1.6 mm) 68 l kvartssand (0.3-0.5 mm)	60 l Antrasitt (0.8-1.6 mm)
Støttelag	12,5 l kvartssand (1.0-2.5 mm) 12,5 l kvartssand (3-6 mm) 12,5 l kvartssand (4-9 mm)	12,5 l kvartssand (1.0-2.5 mm) 12,5 l kvartssand (3-6 mm) 12,5 l kvartssand (4-9 mm)
Filterbunn	Plate med filterdyser	Plate med filterdyser



Figur 12: Prinsippskisse pilot 3 og 4 - Sandfilter 1 og 2. Modifisert fra Haugen (2020).

3.6.4 Pilot 5 - Trykkdiskfilter

Trykkdiskfilteret i pilot-testingen har en lysåpning på 55 μm . Trykkdiskfilteret operer under trykk, og krever ingen form for forbehandling. Kapasiteten er 0-14 l/s. Trykkdiskfilteret trenger et innløpstrykk på mellom 1-1.5 bar, og ca. 5 bar for tilbakepyling for å kunne fungere. En prinsippskisse av trykkdiskfilteret er vist i Figur 13. Trykkdiskfilteret spyles etter et visst tidsintervall eller ved trykktap på ca. 0.5 bar, og det benyttes ikke kjemikalier til rengjøring.



Figur 13: Prinsippskisse pilot 5 – Trykkdiskfilter. Modifisert fra Haugen (2020).

3.6.5 Pilot 6 og 7 - UF og MF membran

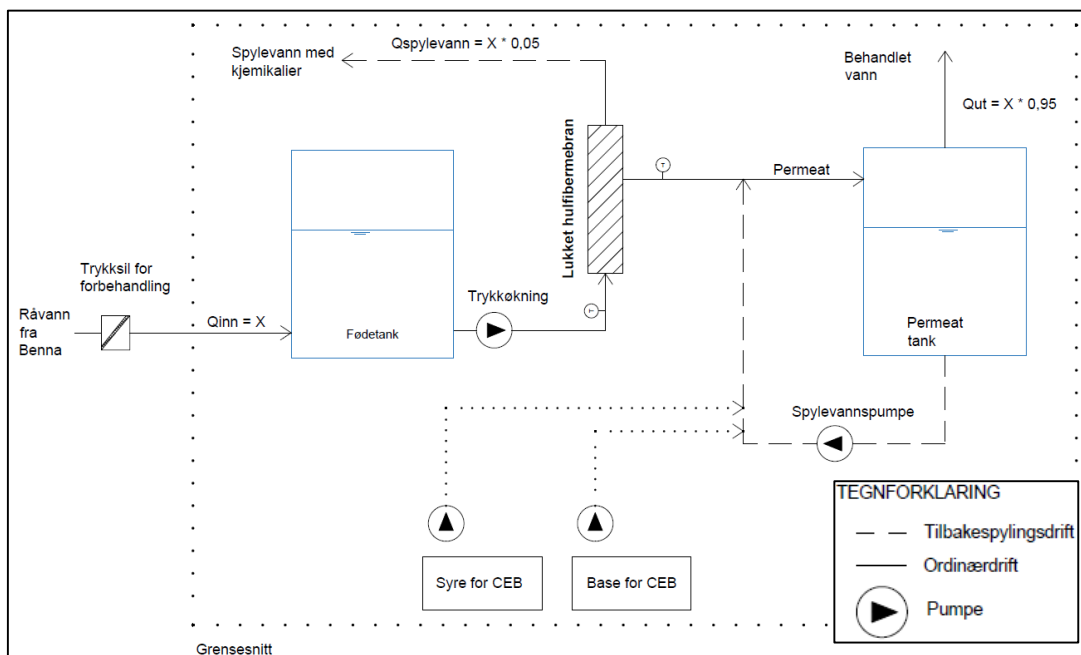
Membranene som er brukt i pilot-testingen er klassifisert som ultrafiltrering (0.01 - 0.1 μm) og mikrofiltrering (0.1 - 1 μm) på grunn av deres nominelle porestørrelse. Pilotene benytter ingen form for forbehandling. Prinsippkisser av de to membranpilotene er vist i Figur 14 og Figur 15, mens deres egenskaper og karakteristika er beskrevet i Tabell 9.

Tabell 9: Karakteristika og egenskaper UF-membran og MF-membran

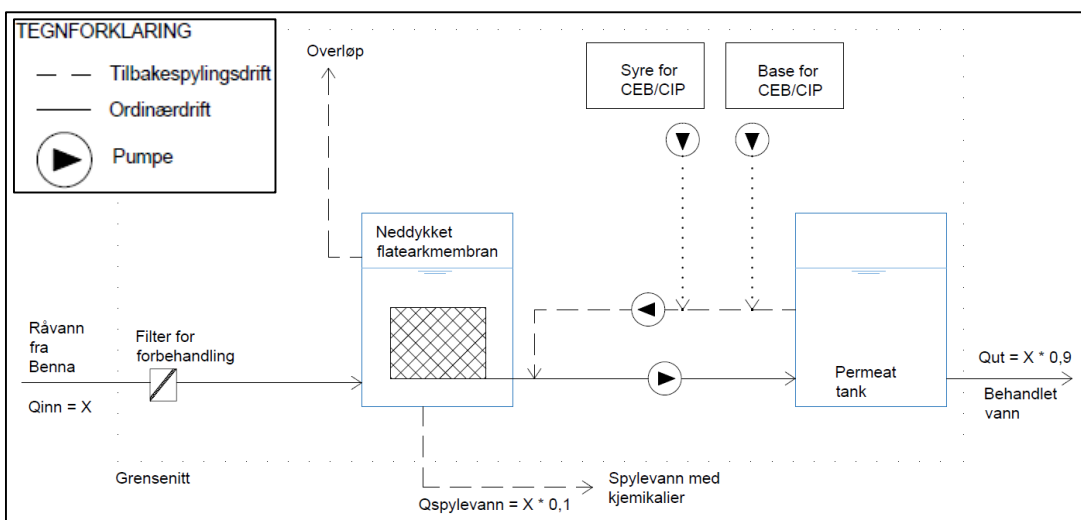
Pilot	6 – UF-membran	7 – MF-membran
Nominell poreåpning	0.02 μm	0.1 μm
Membranmateriale	Polymere	Keramisk (Cilicon carbide)
Membransystem	Innkapslet og trykksatt	Neddykket
Membran type	Hulfibermembran	Flatearkmembran
Forbehandling	Trykksil (0.3 mm lysåp.)	Filter (lysåpning 4 mm)
Permeat fluks	86 $\text{l/m}^2 \cdot \text{h}$	50 $\text{l/m}^2 \cdot \text{h}$
Kapasitet	0 - 2.8 l/s	0 - 4 l/s
Virkeområde (TMP)	0.4 - 0.8 bar	Fritt vannspeil
TMP før spyling	Ca. 1 bar	0.1 - 0.4 bar

De to membrane benytter forskjellig membransystem; innkapslet, trykksatt modul (UF-membran) og åpen, neddykket modul (MF-membran). MF-membranen er åpen til atmosfæren og bryter dermed trykklinjen. Trykket på innløpssiden begrenses av det statiske vanntrykket fra Benna. Trykkdifferansen mellom fødevannet og permeatet (TMP) skapes ved hjelp av pumper på permeatsiden.

MF-membranen i pilot-testingen spyles ved et trykktap på mellom 0.1 og 0.4 bar, mens UF-membranen spyles ved trykktap på ca. 1 bar. Det benyttes kjemikalier ved kjemisk forbedret tilbakespyling (på engelsk: chemical enhanced backwash, CEB). Ved spyling av UF-membran føres spylevannet motsatt vei av filtreringsretningen. Ved spyling av den neddykkede og åpne MF-membranen føres spylevannet motsatt vei av filtreringsretningen og inn i membrantanken. Avsatte partikler i membranen avsettes derfor i tanken og i MF-membranen dreneres derfor en del av vannet før selve spylingen begynner, slik at konsentrasjonen av avsatte partikler i tanken ikke blir for høyt.



Figur 14: Prinsippskisse pilot 6 – UF membran. Modifisert fra Haugen (2020).



Figur 15: Prinsippskisse pilot 7 – MF membran. Modifisert fra Haugen (2020).

4 METODE

I dette kapittelet beskrives hva som er blitt gjort og hvordan oppgaven er blitt løst for å kunne svare på problemstillingen og de tilhørende forskningsspørsmålene.

4.1 Litteratursøk

For å besvare problemstillingen er det blitt utført et litteratursøk. Litteratursøket ble primært gjennomført før selve masteroppgaven i faget «TVM4510 – Vannforsynings- og avløpsteknikk, fordypningsprosjekt» høsten 2020 (Haugen, 2020). Dette fordypningsprosjektet ga et teoretisk fundament og en basisforståelse for problemstillingen og temaet. Litteratursøket har også pågått underveis i masteroppgaven spesielt på områder der det har vært behov for større forståelse og kunnskap. For å finne relevant teori er det blitt utført databasesøk i forskjellige akademiske databaser; i hovedsak Google Scholar og Oria. Litteraturen som er blitt anvendt er av varierende art, alt fra master- og doktorgradsavhandlinger til publiserte artikler og fagbøker.

4.2 Mikrobiell barriere analyse

En mikrobiell barriere analyse (MBA) for Benna vannverk er under utarbeidelse av Trondheim kommune. Foreløpige resultater er presentert i Kapittel 3.4. Disse resultatene diskuteres videre i Kapittel 5.1 for å kunne bestemme om det nye rensetrinnet må øke log-kredittene i vannbehandlingen slik at befolkningen blir beskyttet mot sykdom. Diskusjonen i Kapittel 5.1 baseres på MBA-veilederen fra Norsk Vann rapport 209 «Veiledning i mikrobiell barriere analyse» fra 2014. For en kort beskrivelse av MBA-veilederen, se Vedlegg A, eller Ødegaard et al. (2014) for komplett beskrivelse.

4.3 Pilot-testing 2020

Fra Trondheim kommune er det mottatt en Excel-fil med rådata fra pilot-testingen 2020. Denne er benyttet til å beregne prosentvis tilbakeholdelse av virvelløse dyr for hver pilot. Test-protokoll for prøvetakningen er beskrevet i Vedlegg K. Ifølge Parsons & Harkins (2002), er det vanlig å vurdere effektiviteten til mekaniske filtre som prosentandelen av partikler av en bestemt størrelse som filteret tilbakeholder (på engelsk: particle count efficiency). Formelen som er benyttet for å beregne prosent tilbakeholdelse av virvelløse dyr for hver pilot er gitt i ligning 1.0 (Parsons & Harkins, 2002):

$$\varepsilon_i = \frac{100 \cdot (\beta_i - 1)}{\beta_i} [\%] \quad (1.0)$$

Der ε_i er barriereeffekten til filteret i prosent ved prøveserie i . Beta verdien, $\beta_i = N_{\text{før}}/N_{\text{etter}}$, er forholdet mellom antall invertebrater i råvann ($N_{\text{før}}$) og antall invertebrater i det behandlede vannet (N_{etter}). Gjennomsnittlig barriereeffekt i % for alle piloter er summen av alle ε_i delt på antall prøveserier.

De parallelle vannprøvene ble tatt én om gangen under prøvesyklusen. Dette betyr at $N_{\text{før}}$ og N_{etter} ikke ble målt samtidig. $N_{\text{før}}$ og N_{etter} , som er benyttet i effektivitetsberegningene for den enkelte pilot, er derfor et gjennomsnitt av alle tre parallelle råvanns- og rentvannsprøver. Membranene hadde ingen prøvepunkt før pilotene og derfor ble $N_{\text{før}}$ fra trykkdiskfilteret benyttet som råvannstall. Trykkdiskfilteret lå nærmest membranen, samt på samme fordelingsstokk. Det var heller ikke etablert prøvepunkt før sandfiltrene, så $N_{\text{før}}$ for sandfiltrene er basert på antall individer fra prøvepunktet der fordelingsstokkene kobles på eksisterende anlegg.

4.4 Beslutningsteori og flermålsanalyser

Ifølge Belton & Stewart (2002), består en beslutning av elementene *alternativer*, *informasjon* og en beslutningstakers *preferanser*. For hverdagslige problemer kan valg basert på intuisjon gi akseptable resultater (Baker et al., 2001). Valg som tas under stressende situasjoner blir derimot sjelden optimale, og de gir ofte et lite bærekraftig resultat. Baker et al. (2001) hevder at sannsynligheten for å gjøre en bærekraftig beslutning øker når beslutningstakere benytter en veldefinert og kjent beslutningsprosess. En generell 8-steps beslutningsprosess etter Baker et al. (2001) er vist i Tabell 10.

Jordanger et al. (2007) hevder en systematisk beslutningsprosess kan «ses på som en prosess som på bakgrunn av tilgjengelig informasjon om beslutningssituasjonen, aktuelle mål og beslutningskriterier, løsningsalternativer og beslutningstakers preferanser leder frem til en rangering av beslutningsalternativene». En flermålsanalyse er kjent under flere navn, men i denne oppgaven vil det etablerte og engelske akronymet MCDA (Multi-Criteria Decision Analysis) benyttes. Jordanger et al. (2007) definerer en MCDA som «en hvilken som helst fremgangsmåte som evaluerer en liste med alternativer opp mot et sett med vurderingskriterier, med det formål å kåre en vinner eller rangere alternativene».

Tabell 10: Generell beslutningsprosess, steg 1 to 8 (Baker et al., 2001).

Steg	Beskrivelse
1. Definer problemet	Definer et problem som beskriver både uønsket tilstand (uløst problem) og ønsket tilstand (løst problem).
2. Bestem kravene	Krav er hva et alternativ må tilfredsstillere. Benyttes ofte for å fjerne alternativer fra videre evaluering.
3. Etablere mål	Mål er ønsker ved løsningen. Ved krav gjelder mål tilfredsstillere, mens ved mål gjelder bør tilfredsstillere.
4. Identifiser alternativer	Identifiserte alternativer skal kunne løse problemet.
5. Definere kriterier	Kriterier velges på bakgrunn av de bestemte målene. Kriterier benyttes til å skille de ulike alternativene.
6. Velg et beslutningsstøtteverktøy	Mange beslutningsstøtteverktøy er tilgjengelige, for eksempel Analytisk Hierarkisk prosess (AHP).
7. Bruk valgt beslutningsstøtteverktøy	Benytt valgt beslutningsstøtteverktøy til å evaluere forskjellige alternativer opp mot kriteriene. Alternativer kan bli evaluert på forskjellige måter, både kvalitative og kvantitative metoder, eller en kombinasjon av begge.
8. Valider løsningen mot problemet	Valg av alternativ skal møte de bestemte kravene og løse problemet. For å dokumentere hele beslutningsprosessen bør det tilslutt skrives en rapport.

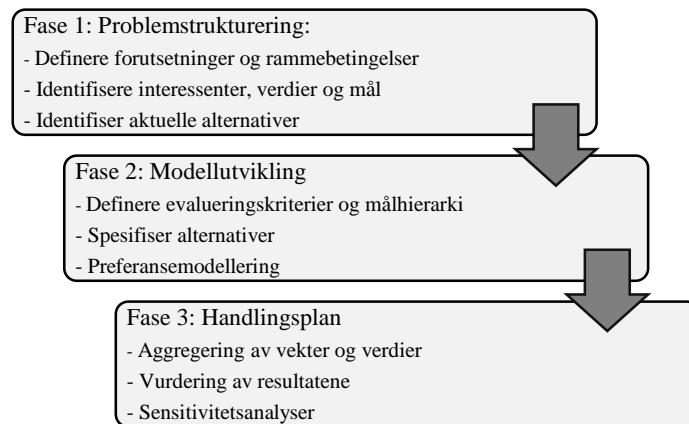
Det er hensiktsmessig å gjennomføre en formell modellering av beslutningsprosessen ved hjelp av en MCDA-metode når beslutningen er kompleks, når den kan ha betydelige konsekvenser og når det er behov for etterprøvnbarhet (Belton & Steward, 2002). En veldefinert beslutningsprosess vil kunne gi følgende fordeler (Baker et al., 2001):

- Struktur for å håndtere nåtidens og fremtidens komplekse problemer;
- Begrunnelse for beslutninger;
- Konsistens og objektivitet i beslutningsprosessene;
- Dokumentasjon av antagelser, kriterier og verdier som er brukt for å gjøre beslutninger, og som senere kan gjennomgås og brukes i andre beslutningsprosesser; og
- Hver beslutning skal kunne gjennomgås, repeteres, revideres, og være lett å forstå.

Ifølge Belton & Steward (2002), består en MCDA prosess av tre bolker; problemstrukturering, modellutvikling og handlingsplan. Disse fasene er beskrevet nedenfor i Figur 16.

Problemstrukturering handler om å definere problemet, identifisere aktuelle alternativer og interessenter, og identifisere viktige mål og kriterier (Belton & Steward, 2002). Viktige spørsmål å stille seg ved problemstruktureringen vil være; Hva er problemet? Hva

er årsakene til problemet? Hvem eller hva er berørt av problemet? Hvorfor fikkse problemet? (Baker et al., 2001). Mål er ønsket ved løsningen, og dermed noe alternativene bør tilfredsstillende (Baker et al., 2001).



Figur 16: MCDA-prosessen

Valg av evalueringskriterier påvirker resultatet av analysen (Baker et al., 2001). For å identifisere essensielle evalueringskriterier i beslutningsprosesser kan flere metoder benyttes. For eksempel kan en se på forskjeller mellom aktuelle alternativer, og derfra utvikle kriterier som reflekterer forskjellen på alternativene (på engelsk: Reverse Direction Method). Andre muligheter er å benytte kriterier som allerede er etablert for lignende problemstillinger og «brainstorming».

Modellutvikling er en viktig del av analysen og omfatter typisk organisering av mål, delmål og kriterier i en hierarkisk struktur, samt preferansemodellering (Belton & Stewart, 2002). Preferansemodellering handler om vektning av kriterier og verdisseting av alternativer med hensyn til kriteriene. Vektorer og verdier representerer beslutningstakerens subjektive preferanser. Selve vektningen har ulempen at den er begrenset av forståelsen og potensielle bias fra de som gjennomfører vektningen (Baker et al., 2001).

Kriterier (andre betegnelser: indikatorer, vurderingskriterier, attributter) vil være det settet med egenskaper som alternativene vurderes etter (Butler et al., 2003). Kriterier brukes derfor til å måle ytelsen til alternativene, og også til å skille de ulike alternativene fra hverandre. Det finnes forskjellige typer kriterier (Keeney & Gregory, 2005);

- Naturlige kriterier – har egenskapen at det måler direkte graden av oppnåelse av et overordnet mål (f.eks. *kostnader i kroner* for det overordnede målet å «minimere kostnader» av et produkt).

- Proxy kriterier – er mindre informative enn naturlige kriterier fordi de indirekte måler oppnåelsen av et overordnet mål (f.eks. *antall reklamasjonssaker* for det overordnede målet å «maksimere kvaliteten» av et produkt).
- Konstruerte kriterier - måler direkte oppnåelsen av det overordnede målet når det ikke eksisterer et naturlig kriterium (f.eks. *blodtrykk* for å måle det overordnede målet å «minimere frykt»).
- Kvantitative kriterier (f.eks. NOK) eller kvalitative kriterier (f.eks. 1/2/3/4/5)

Det bør inngå få kriterier i en MCDA slik at problemet holdes innenfor håndterbare rammer. Det er dessuten viktig at kriteriene er uavhengige av hverandre så en unngår dobbelttelling (Baker et al., 2001). Kriterier bør også være entydige (ikke vage eller upresise), komplette (dekker hele spekteret av mulige konsekvenser for et gitt mål), direkte (gir riktig informasjon), funksjonelle (lar seg gjennomføre i praksis) og forståelige (Keeney & Gregory, 2005). Kriterier betegnes som «beneficial» hvis en økning i verdi er preferert og «non-beneficial» når en reduksjon i verdi er preferert (f.eks. kostnader).

Når kriterier, delmål og overordnede mål er organisert i en hierarkisk struktur med flere nivå, kalles dette et målhierarki. (Belton & Steward, 2002). De kriteriene som plasseres i de laveste nivåene i hierarkiet er de mest konkrete kriteriene, og kalles evalueringskriterier, og det er disse kriteriene alternativene skal måles mot. Dermed blir rotnoden (på toppen) toppmålet, med delmål og evalueringskriterier under seg. Evalueringskriterier som naturlig hører sammen kan plasseres under samme delmål. Evalueringskriteriene skal kvantifisere alternativenes oppfyllelse av delmålet, og de trenger en beskrivelse på hvorfor de er viktige og også en forklaring på hvordan de skal måles (Baker et al., 2001).

Ifølge Jordanger et al. (2007), bør målhierarkiet være fullstendig (komplett), noe som vil si at ingen overordnede mål eller delmål er utelatt fra beslutningen, og at alle relevante aspekter ved beslutningsproblemet er representert. Jordanger et al. (2007) skriver også følgende: «Hvorvidt målhierarkiet er tilstrekkelig komplett er en sentral usikkerhetsfaktor i analysen, som må hensyntas. På den annen side må hierarkiet også være oversiktlig og så lite og transparent som mulig.»

Den siste fasen i Figur 16 vil vanligvis resultere i utvikling av en *handlingsplan*. I denne fasen bør følgende aktiviteter inkluderes (Belton & Steward, 2002):

- Aggregering av vektene og kriterieverdiene fra foregående fase(r)
- Vurdering av resultatene (sensitivitetsanalyser/robusthetsanalyser).

Dersom et alternativ er marginalt bedre enn et annet, bør en vurdere om begge alternativ er akseptable løsninger for beslutningstakeren. Det bør også gjennomføres sensitivitetsanalyser for å vurdere resultatenes robusthet ovenfor variasjoner i vekting og verdisetting (Baker et al., 2001). Resultatene fra en MCDA-metode vil kun være gyldige innenfor rammebetingelsene som er satt for analysen. Det er derimot vanskelig å vite hva som vil skje i fremtidige situasjoner, og andre scenarier enn beslutningsscenarioet bør vurderes for å øke robustheten av analysen (Jordanger et al., 2007).

4.4.1 Tilgjengelige MCDA-metoder

Bruken av MCDA er motivert av ønsket om å sikre at beslutningsprosessene er transparente og kontrollerbare. Det finnes en rekke MCDA-metoder. De tilgjengelige MCDA-metodene kan kategoriseres i tre klasser (Belton & Steward, 2002):

- *Verdifunksjonsmetoder*: Det beregnes en numerisk verdi for hvert alternativ som indikerer hvor preferert et gitt alternativ er ovenfor et annet. Dessuten gis hvert kriterium et vekting, v , som representerer viktigheten av kriteriet. Eksempel: MAVT, AHP, Vektet-sum-modellen.
- *Mål- og referansepunktsmetoder*: Slike metoder måler hvor gode alternativene er på bakgrunn av bestemte mål eller ambisjoner. Eksempel: TOPSIS.
- *Rangeringsmetoder («outranking»-metoder)*: Disse metodene gjør parvise sammenligninger av alternativene for hvert kriterium, og finner styrkeforholdet mellom alternativene. Metodene finner ut om alternativ a skal rangeres over alternativ b basert på tilgjengelig informasjon og beslutningstakers preferanser. Eksempel: ELECTRE, PROMETHEE.

I Vedlegg C presenteres et utvalg av de mest brukte MCDA-metodene; MAVT, MAUT, SMART, AHP, TOPSIS, ELECTRE-familien og PROMOTHEE-familien. Her presenteres en kort beskrivelse av metodene fordi disse er relativt velkjente og godt forklart i andre publikasjoner. Se for eksempel Belton & Steward (2002).

4.4.2 Beslutningsprosesser i vann- og avløpssektoren

Butler et al. (2003) deler beslutningsprosesser inn i sju faser for å kunne vurdere bærekraften til ulike VA-alternativer. En slik inndeling er gitt i Tabell 11, og er utarbeidet for å gjøre bærekraftige beslutninger i vann- og avløpssektoren i Storbritannia.

Tabell 11: Typisk inndeling av beslutningsprosesser i VA-sektoren i Storbritannia (Butler et al., 2003).

Fase	Beskrivelse
1. Gjennomgang av beslutningsmål	Definere et klart og tydelig beslutningsmål.
2. Generering av alternativer	Finne alternativer som skal kunne nå dette målet.
3. Velge passende evalueringskriterier	Evalueringskriterier er nødvendig for å vurdere alternativenes bærekraft.
4. Samle inn data og generer informasjon	Samle inn eller generere data og informasjon som kan brukes til å gi verdier eller rangere alternativer opp mot et gitt kriterium.
5. Analyse av alternativer	Bruk av MCDA metoder for å vurdere bærekraften til ulike alternativer.
6. Valg av foretrukket alternativ	Beslutningstakeren må vurdere robustheten av MCDA analysen, for eksempel i form av sensitivitetsanalyser og usikkerhetsanalyser.
7. Implementering av valgt alternativ	Vurdering av beslutningsprosessen, samt overvåke at implementert løsning når målet i fase 1.

Valg av evalueringskriterier (Fase 3 i Tabell 11) vil påvirke utfallet av beslutningen. Butler et al. (2003) kategoriserer evalueringskriterier under overordnede kriterier som økonomi, teknologi, sosial og miljø. I de fleste beslutningsprosesser for valg av VA-infrastruktur er det derimot bare de økonomiske og teknologiske faktorene som vurderes. Dette fordi de fleste ikke-tekniske faktorer er ukvantifiserbare, noe som gjør at det er utfordrende å måle deres betydning og påvirkning på beslutningen (Hamouda et al., 2019). For å vurdere bærekraften til ulike alternativer benyttes vanligvis følgende evalueringskriterier ved beslutningsprosesser i vann- og avløpssektoren (Butler et al., 2003; Enander et al., 2014; Godskesen et al., 2018):

- *Økonomiske kriterier* som kan inkludere livsløpskostnader, kost/nyttevurderinger og/eller forbrukernes betalingsvillighet og betalingsevne.
- *Miljømessige kriterier* som handler om alternativenes påvirkning på miljøet. Miljøkriterier dekker ressursbruk (vann, energi, kjemikalier, materialer, arealbehov osv.) og forskjellige utslipp (i luft, land og resipient). Typiske kriterier er forsuringspotensial, global oppvarmingspotensial og eutrofieringspotensial.

- *Sosiale kriterier* som handler blant annet om brukernes opplevelse av VA-tjenestene. Dette inkluderer kriterier som akseptabilitet (et mål på forbrukernes tillitt til systemet), inkludering (f.eks. deltagelse i beslutningsprosesser) og kundetilfredshet (f.eks. gjennom redusert helsemessig risiko).
- *Tekniske/funksjonelle kriterier* som f.eks. ytelse, forventet levetid, fleksibilitet, reliabilitet, vedlikeholdsbehov osv.

Ytterligere informasjon om typiske evalueringskriterier som benyttes for å vurdere bærekraften til ulike VA-alternativer kan finnes andre steder, eller se Haugen (2020).

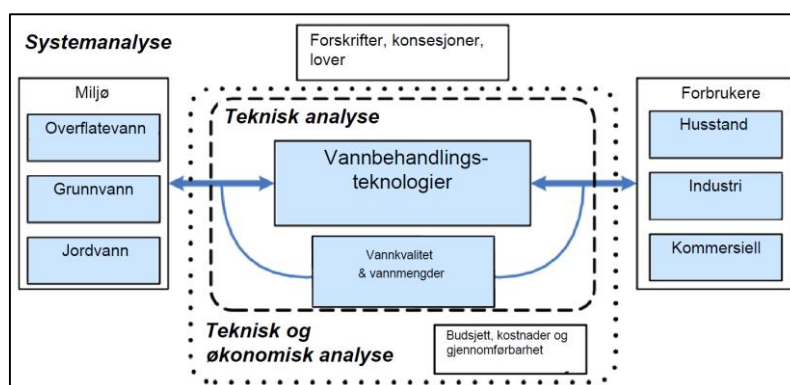
For å analysere VA-alternativene i beslutningsprosesser (Fase 5 i Tabell 11) er det gunstig å bruke MCDA (Butler et al., 2003). MCDA har blitt brukt ved mange typer vann-relaterte problemer. Hajcowicz & Collins (2006) fant, i sin gjennomgang av 113 publiserte vann-relaterte studier om MCDA fra 34 forskjellige land, at MCDA er mye brukt i vannpolitiske evalueringer, i strategisk planlegging og i valg av infrastruktur. Ifølge Bouchard et al. (2010), er det derimot publisert få studier om MCDA brukt for valg av vannbehandlingsprosesser.

4.4.2.1 *Beslutningsprosesser for valg av vannbehandlingsprosesser*

Ifølge Lindholm (2010), er det viktig å ikke ha for snevre grenser for beslutningsanalyser ved vurdering av bærekraften til forskjellige VA-alternativer. For snevre systemgrenser kan favorisere ett alternativ som egentlig ikke er det mest bærekraftige, siden viktige virkninger eller funksjoner som har stor betydning for bærekraften, kan være ekskludert. Ved valg av vannbehandlingsprosesser skilles det vanligvis mellom tre typer systemgrenser for beslutningsanalysen, se Figur 17 (Hamouda et al., 2019).

Teknisk analyse er én av disse systemgrensene, og handler om tekniske ytelser, for eksempel renseprosessens påvirkning på vannkvaliteten. Ifølge Hamouda et al. (2019), er en slik tilnærming, der en kun vurderer tekniske faktorer, noe utdatert i dag. *Teknisk og økonomisk analyse* er en annen systemgrense som i tillegg til den tekniske analysen også inkluderer økonomiske faktorer. Den siste systemgrensen kalles *systemanalyse* og inkluderer en teknisk og en økonomisk analyse, i tillegg til å vurdere faktorer som miljø og samfunn. Ulike systemgrenser kan gi forskjellige analyseresultater, men Hamouda et al. (2019) hevder en systemanalyse mest sannsynlig vil gi et beslutningsresultat som er mer bærekraftig og troverdig, sammenlignet med de to andre fremgangsmåtene. Ifølge

Crittenden et al. (2012, s. 202), er det flere enn 20 faktorer som bør vurderes når det skal velges vannbehandlingsprosess. Et utvalg av faktorene er vist i Tabell 12.



Figur 17: Systemgrenser ved valg av vannbehandlingsprosess. Modifisert etter Hamouda et al. (2019).

Tabell 12: Faktorer som kan vurderes ved valg av vannbehandlingsprosesser (Crittenden et al., 2012).

Viktig faktor	Kommentar
Ytelse	Ytelse er vanligvis målt i form av vannkvalitet, og må samsvare med myndighetenes forskrifter og vannkvalitetsmål.
Reliabilitet	Hvordan vurderes påliteligheten til prosessen? Tåler prosessen periodiske svingninger i råvannskvalitet?
Krav til driftspersonell	Hvor mange personer og hvilke ferdigheter er nødvendig for å drifte prosessen?
Livsløpskostnader	Kostnadsvurderinger må inkludere investeringskostnader og langsiktige drift og vedlikeholdskostnader. Lave investeringskostnader betyr ikke nødvendigvis lave drift & vedlikeholdskostnader.
Kompatibilitet	Kan prosessen plasseres i eksisterende bygningsmasser eller kreves det utvidelse av anlegget?
Kjemikalieforbruk	Hvilke ressurser og hvilke mengder må benyttes for å drifte prosessen? Hvilke effekter har kjemikalier på kostnadene?
Miljøbeskyttelse	Hvilke tiltak må gjøres for å beskytte miljøet? Er det risiko tilknyttet kjemikalieutslipp?

4.4.3 Valg av MCDA-metode

MCDA-metoder er mye brukt i ulike fagfelt og disipliner. Mens det meste av forskningen på området har vært fokusert på å forbedre og utvikle nye MCDA-metoder, er det gitt relativt lite oppmerksomhet til valg av riktig metode til et gitt problem (Wątróbski et al., 2019). Feilaktig valg av MCDA-metode vil kunne senke kvaliteten på beslutningen, siden forskjellige metoder gir forskjellige resultater.

Det store antallet metoder gjør valg av riktig metode for en gitt problemstilling vanskelig. Wątróbski et al. (2019) hevder valg av metode ofte er helt tilfeldig og motivert av

beslutningstakerens kunnskap om forskjellige metoder, men også tilgjengeligheten på programvare. Valg av MCDA-metode bør baseres på hensikten med analysen, der en ofte skiller mellom valg av alternativ, rangering av alternativer eller kategorisering av alternativer (Belton & Steward, 2002). Valg av metode bør også vurderes etter kompleksitet, brukervennlighet, tilgjengelig datakvalitet, behov for programvare/programmeringsferdigheter, omfanget av analysen (tid til rådighet og tilgjengelig arbeidskraft) og metodens evne til etterprøvbarehet. Det er viktig å kjenne til metodens styrker og svakheter uavhengig av valgt MCDA-metode.

Wątróbski et al. (2019) har utviklet et rammeverk og verktøy for å gjøre det enklere å velge riktig MCDA-metode for et gitt problem. Ni forskjellige *deskriptorer* benyttes for å beskrive beslutningsproblemet som videre benyttes for å komme frem til mest egnede MCDA-metode for problemet. De fire hoved-deskriptorene er:

- *Deskriptor 1a* - Vil kriterievekter bli tatt hensyn til? Mulige valg: 0 – nei, 1 – ja;
- *Deskriptor 1b* - Hvilken skala brukes for kriterieverdier? Mulige valg: 1 – kvalitativ, 2 – kvantitativ, 3 – relativ;
- *Deskriptor 1c* - Er beslutningsproblemet hovedsakelig karakterisert av usikkerhet? Mulige valg: 0 – nei, 1 – ja;
- *Deskriptor 1d* - Hva er beslutningsproblemet? Mulige valg: 1 – valg, 2 – klassifisering, 3 – rangering + valg, 4 – klassifisering + valg.

For valg av MCDA-metode for denne problemstillingen ble «MCDA Method Selection Tool» benyttet. Denne er utviklet av Wątróbski et al. (2019), se www.mcda.it. Ønskede egenskaper for dette spesifikke beslutningsproblemet ble brukt som inputdata, og er vist i Tabell 13. Resultatene fra verktøyet viste at både SMART, TOPSIS, VIKOR kan benyttes som MCDA-metode for dette beslutningsproblemet.

SMART er valgt som MCDA-metode i denne masteroppgaven. SMART er en enkel og intuitiv metode, som er lett å forstå for beslutningstakere og interessenter (Baker et al. 2001). Siden denne oppgaven er skrevet i samarbeid med en ekstern bedrift er det vurdert som gunstig å gjøre beslutningsprosessen så oversiktlig og forståelig som mulig, slik at det skal være enkelt for interessenter og beslutningstaker å gjennomgå analysen. Metoden krever ingen spesielle programmeringsferdigheter. Den benytter enkle beregningsprosedyrer, og den gir en komplett rangering av alternativene.

Tabell 13: Input til verktøyet «MCDA Method Selection Tool» for valg av MCDA-metode.

Egenskap	Input	Begrunnelse
Vekter	<i>Har vekter</i>	Vekter for ulike kriterier vil bli tatt hensyn til.
Type vekter	<i>Kvantitative</i>	Kvantitative vekter mellom 0-1 for å beskrive kriterienes relative viktighet.
Skala	<i>Kvantitative</i>	Kriterieverdien for hvert alternativ vil baseres på kvantitativ (kardinal) skala.
Usikkerhet	<i>Ingen usikkerhet</i>	Usikkerhet er i denne oppgaven hovedsakelig begrenset av inputdata til de forskjellige kriteriene.
Tema	<i>Rangering og valg</i>	Ønsker en rangering av alternativer.
Rangeringstype	<i>Komplett</i>	Ønsker en komplett rangering av alternativene, ikke partiell.

4.4.3.1 Metode for vekting av evalueringskriterier

For vekting av kriterier i SMART benyttes følgende metode (Olson, 1996):

1. Bestem antall kriterier
2. Ranger kriteriene etter viktighet
3. Bestem vekting for hvert kriterium ved å gi det minst viktige kriteriet en verdi på 10. Deretter vektet andre kriterier etter relativ viktighet sammenlignet med det minst viktige kriteriet. Det er ingen grense for hvor høyt et kriterium kan vurderes ovenfor et annet, men ved veldig store forskjeller vil slike kriterier dominere utfallet av analysen.
4. Normaliser vektningen av hvert kriterium. Benytt formelen: $w_j / \sum w_j$, der w_j er vekting av ett kriterium, og $\sum w_j$ er summen av alle vektene. Dette steget medfører at vektene blir normalisert slik at summen av disse blir lik 1.

Ifølge Edwards & Barron (1994), kan derimot en slik måte å vekte kriterier på inneholde visse «intellektuelle» feil, da vektningen ignorerer variasjonen i kriterieverdiene. Eksempelvis synes de fleste at pris vil være et viktig kriterium ved kjøp av bil. Vil pris fortsatt være et viktig kriterium dersom forskjellen i pris mellom de ulike alternativene er neglisjerbare? Mest sannsynlig vil beslutningstakeren da flytte viktigheten til annet kriterium, f.eks. hvor komfortabel en bil er. Edwards & Barron (1994) mener derfor at viktigheten av et kriterium også avhenger av variasjonen i verdier mellom alternativene, og at dette ikke er inkludert i vektningen i SMART.

Basert på overnevnte informasjon finnes det derfor forbedrede versjoner av SMART som skal ta hensyn til dette problemet. For eksempel er det vanlig å benytte SMART i

kombinasjon av svingvekter, derav navnet SMARTS (Edwards & Barron, 1994). En enda enklere metode for å prioritere kriterier er SMARTER (på engelsk: SMART Exploiting Ranks). SMARTER er lik SMART, men her vil det vanskeligste steget i SMARTS være byttet ut med en ordinal tilnærming (Olson, 1996).

Metoden AHP kan også benyttes for kriterievekting i kombinasjon med SMART. Baker et al. (2001) anbefaler å benytte AHP når det er behov for å gjennomføre sensitivitetsanalyser. Ulemper med metoden er rangreversering (endring av rekkefølgen) ved innsetting av nye alternativer eller kriterier (Belton & Steward, 2002). AHP behøver ofte også programvare for effektiv bruk. I tillegg er metoden begrenset av en 9-punkts forholdsskala. Eks. Hvis kriterium «A» vurderes som 5 ganger så viktig som kriterium «B», og kriterium «B» vurderes som 3 ganger viktigere enn kriterium «C», så sprenges skalaen idet kriterium «A» ikke kan vurderes som 15 ganger viktigere enn kriterium «C».

Hvilken av metodene over som bør benyttes for vektlegging av kriterier i SMART avhenger av om det er mest formålstjenelig å gjøre parvise vurderinger av kriteriene, hvor en i så fall velger AHP. Eller en kan sette vekter på kriteriene, hvor SMART, SMARTS eller SMARTER bør velges.

I denne masteroppgaven er AHP benyttet for vekting av kriterier. Det er vurdert slik at parvise vurderinger av kriteriene er enklere å forholde seg til, sammenlignet med det å sette vekter på kriteriene. Baker et al. (2001) hevder for eksempel at mennesker er flinkere til å gjøre relative beslutninger (les: parvise), enn absolutte beslutninger. AHP regnes å være enkel å forstå for beslutningstakere og interessenter som ikke er kjent med MCDA-metoder. I tillegg har AHP en innebygd funksjon for å sjekke konsistensen i vektingen (hvor sammenhengende vektingen er), noe som er fordelaktig siden resultatene blir mer troverdige fordi det fjerner noe av risikoen for tilfeldig vekting. Det vil heller ikke legges til flere alternativer eller komme til flere evalueringskriterier. Dette betyr at en unngår rangreversering (endring i rekkefølgen) av alternativene, som syne så være en ulempe med metoden. AHP kan også enkelt implementeres i Excel. For beskrivelse av AHP som metode, se *Kapittel 4.4.5*.

4.4.4 SMART (Simple Multi-Attribute Rating Technique)

SMART er en forenkling av MAVT, og benyttes i denne masteroppgaven som MCDA-metode. SMART utgjør rammeverket for beslutningsprosessen, og kan deles inn i en ti-

stegsprosedyre, der noen av stegene handler om å identifisere kriterier (egentlig: attributter) og organisere disse til et målhierarki, se Tabell 14. I det følgende presenteres hva som er blitt gjort for hvert steg i analysen etter Olson (1996):

Tabell 14: De ti stegene i SMART (Olson, 1996).

Steg	Kort beskrivelse
1	Identifiser personer eller organisasjoner som skal maksimere verdien av en beslutning
2	Identifiser problemet – Hva er hensikten med beslutningen?
3	Identifiser alternativer som skal evalueres
4	Identifiser relevante kriterier for evaluering av alternativene
5	Ranger kriteriene etter viktighet
6	Gi kriteriene karakterer etter viktighet
7	Summer vektene, og del hvert kriterium på summen
8	Gi verdier til alternativene per kriterium
9	Kalkuler total verdien for hvert alternativ
10	Ta en beslutning

Steg 1, 2 og 3 er gitt i problemstillingen. **Steg 4** hvor identifisering av kriterier for evaluering av alternativene er basert på Haugen (2020) og *Kapittel 4.4.2*. Valg av kriterier og delmål for problemstillingen er basert på en *systemanalyse* for et mest mulig bærekraftig resultat (Hamouda et al., 2019). I tillegg ble *Reverse Direction Method* benyttet, der relevante kriterier ble identifisert basert på forskjellene mellom alternativene. For denne problemstillingen er 5 evalueringskriterier identifisert.

Ifølge Keeney & Gregory (2004), skal evalueringskriterier være både entydige, komplette, direkte, funksjonelle og forståelige. Disse karakteristikene henger ofte sammen med hverandre, der for eksempel et upresist kriterium sjeldent gir riktig informasjon til beslutningstakeren. Kriteriene skal også være uavhengig av hverandre (slik at en unngår dobbelttelling) og få i antallet (slik at problemet holdes innenfor håndterbare rammer) (Baker et al., 2001). Disse karakteristikene er derfor lagt til grunn ved valg og definering av evalueringskriterier.

Ifølge Jordanger et al. (2007), er beslutningsprosesser iterative, der ny informasjon vil kunne medføre at tidligere trinn i prosessen må vurderes på nytt. På grunn av ny informasjon, samt økt forståelse for problemstillingen, er det gjort en del forandringer på kriteriene som er presentert i Haugen (2020). Revidert og oppdatert versjon av

resultatdelen fra Haugen (2020) kan finnes sammen med endelig målhierarki og en beskrivelse av evalueringskriterier i *Kapittel 5.2*.

Steg 5, 6 og 7 omhandler selve vektingen av kriteriene. Dette gjøres ved bruk av metoden AHP. Selv om det er vannverkseier som er beslutningstaker ved valg av nytt rensetrinn ved Benna VBA, er det vurdert som viktig å også inkludere andre interessenter i beslutningsprosessen. Dette for å oppnå god robustheten av analysen. Det er derfor laget et beslutningsstøtteverktøy (på engelsk: Decision Support System, DSS) i Excel som er sendt ut som spørreskjema til ulike interessenter for vekting av kriteriene. Dette fordi forskjellig vekting av kriteriene kan gi forskjellige analyseresultater.

For denne problemstillingen er interessentene kategorisert i tre grupper; vannverkseier, eksperter og forbrukere. En beskrivelse av interessentene, antall respondenter i utvalget og hvorfor gruppene er interessenter for problemstillingen er vist i Tabell 15. Vannverkseier er Trondheim kommune, avdeling kommunalteknikk, og utgjør derfor bare én respondent. Gruppen eksperter inkluderer 8 respondenter der alle har relevant kunnskap om problemet. 27 respondenter utgjør gruppen forbrukere.

Tabell 15: Oversikt over interessentene og deres tilknytning til problemstillingen.

Interessent	Hvem?	Antall	Hvorfor?
Vannverkseier	Trondheim kommune, Avd. kommunalteknikk	1	Vannverkseier er beslutningstaker ved valg av nytt rensetrinn. Vannverkseier står til ansvar for å tilfredsstille kravene i <i>Drikkevannsforskriften</i> .
Eksperter	Ferskvannsbiolog, sivilingeniører og forskere med PhD innen vannbehandling.	8	Ekspertvurdering av problemstillingen. Personer med relevant kunnskap om problemet.
Forbrukere	Personer tilknyttet drikkevannsforsyning fra Benna. Dette gjelder forbrukere fra Malvik, Melhus og Trondheim kommune	27	De er forbrukere av drikkevannet fra Benna. Ved vurdering av bærekraften til ulike VA-alternativer er det vanlig å inkludere kriterier som går under kategorien <i>Sosial bærekraft</i> , se for eksempel Butler et al. (2003). Sosial bærekraft handler om forbrukernes opplevelse av VA-tjenestene. Forbrukernes involvering i beslutningen er derfor tatt hensyn til gjennom at 27 utvalgte personer gjennomførte vektingen.

Respondentene i gruppen *forbrukere* er alle abonnenter tilknyttet drikkevannsforsyningen fra Benna, der utvalget utgjør en liten del av denne populasjonen. Siden utvalget bare utgjør en liten del av populasjonen vil det alltid være usikkerhet når en generaliserer resultater til hele populasjonen (Foldnes et al., 2018). For å minimere denne usikkerheten

er det viktig å bruke en god utvalgsmetode som øker sjansene for at utvalget blir representativt for populasjonen.

Av oppgavens omfang og tidsbegrensinger er utvalget for gruppen forbrukere basert på et gjennomtenkt bekvemmelighetsutvalg. I et bekvemmelighetsutvalg velges individene på den enkleste og mest praktiske måten, og ifølge Foldnes et al. (2018), kan ikke slike utvalg brukes til å generalisere populasjonen. Det har ikke vært tid eller mulighet til å gjennomføre andre typer utvalg som krever større ressurser, men som mulig ville gitt mer representative resultater. Et eksempel på dette er et tilfeldig utvalg der individene i populasjonen har samme sannsynlighet for å bli valgt (Foldnes et al., 2018).

Til forskjell fra et vanlig bekvemmelighetsutvalg er det i denne oppgaven tatt hensyn til at utvalget skal være representativt. De 27 respondentene fra forbrukergruppen inkluderer de fleste aldersgrupper og sosiale lag. Av de 27 respondentene er forbrukere fra Melhus og Malvik kommune representert med 2 respondenter fra hver.

Hver respondent av spørreskjemaet måtte beskrive seg selv med bakgrunn og hvilken av interessegruppene hen representerer. Steg 8 i SMART, som handler om å etablere kriterieverdier for de ulike alternativene og som er beskrevet under, ble gjennomført før steg 5, 6 og 7 i denne analysen. Dette for å unngå samme feil som i SMART (Edwards & Barron, 1994). For å unngå denne feilen ble variasjonen i kriterieverdier mellom alternativene presentert for respondenten. Det var derimot ingen forbindelse mellom verdiene og de ulike alternativene slik at respondenten kunne se hvilke prosesser som scoret bra og dårlig.

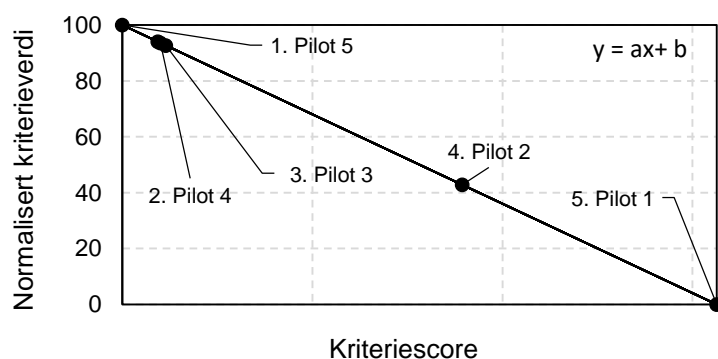
Kriterieverdiene for hvert alternativ var fastsatt på forhånd og skulle ikke forandres av respondenten. For å gjøre vektingen mest mulig objektiv, fikk ikke respondentene vite det endelige resultatet av analysen. Dette for å unngå at respondenter som hadde gjort seg opp en mening om alternativene på forhånd, skulle gjøre vektingen på nytt for å få et resultat som ga det prefererte alternativet. Respondentene ble derimot presentert resultatet av selve vektingen. Se Figur 19. Det ga respondenten mulighet til å gjennomføre vektingen på nytt for å få den ønskede fordeling av vekter.

Steg 8 ble gjennomført før steg 5, 6 og 7 for å unngå samme intellektuelle feil som i SMART (Edwards & Barron, 1994). Et typisk MCDA problem er at kriterier benytter forskjellige enheter (Hajkovicz & Collins, 2006). Steg 8 handler derfor om å omgjøre

scoren per kriterium og alternativ til sammenlignbare verdier. Dette gjøres ved hjelp av partielle verdifunksjoner for hvert kriterium som omgjør scoren til en felles kardinal skala fra 0-100 (normalisering). SMART er en forenkling av MAVT, der verdifunksjonene ikke tar hensyn til usikkerhet. De partielle verdifunksjonene er utviklet basert på variasjonen mellom laveste og høyeste kriteriescore for hvert kriterium. Dette kalles lokal verdifunksjon (Belton & Steward, 2002), og er benyttet fordi det er ønskelig å skille prosessene fra hverandre. Ved partielle globale verdifunksjoner (verdiskalaer) reflekterer nullverdien dårligste ytelse for alle tenkelig alternativer, også usette.

Alle de fem kriteriescorene for denne problemstillingen er målt på en kontinuerlig og kvalitativ skala (f.eks. kostnader). Ved kvalitative kriteriescorer er det vanlig å benytte lineære verdifunksjoner, der de dårlige scorene vektlegges like mye som de gode scorene (Olson, 1996), se Figur 18. I visse tilfeller er det nødvendig å vektlegge de bedre scorene mer enn de dårlige scorene. Dette gjelder for eksempel ved situasjoner med kritiske grenser. Jo lenger unna scoren er den kritiske grensen, jo bedre. I slike tilfeller benyttes verdifunksjonskurver (på engelsk: «Value function curves»).

Siden denne oppgaven er skrevet i samarbeid med en ekstern bedrift er det ønskelig å gjøre beslutningsprosessen så oversiktlig og forståelig som mulig for interessenter. Det er vurdert slik at *grafiske partielle verdifunksjoner* gir en tydelig representasjon av alternativenes ytelse for hvert kriterium, se Figur 18. Slike grafiske verdifunksjoner vil derfor brukes i denne oppgaven for å normalisere kriteriescorene. I Figur 18 viser de svarte prikkene hvilken kriterieverdi fiktive alternativer ville fått basert på forskjellige kriteriescorer.



Figur 18: Eksempel på grafisk, rettlinjert verdifunksjon for normalisering av kriteriescorer.

Steg 9 handler om å beregne totalverdi for hvert alternativ ved bruk av vektet-sum-modellen. For denne problemstillingen ble fem evalueringskriterier etablert. Etter at kriterieverdier var fastsatt (SMART) og interessentenes preferanser var modellert i form av kriterievekter (AHP), ble disse fremstilt i en beslutningsmatrise for bedre oversikt. Vekter og verdier ble deretter aggregert ved hjelp av vektet-sum-metoden, for å beregne en totalverdi for hvert alternativ. Ifølge Hajkowicz & Collins (2006), er vektet-sum-modellen presentert slik (Ligning 2.0):

$$U_i = \sum_{j=1}^m v_{i,j} \cdot w_j \quad (2.0)$$

Der U_i er totalverdien til alternativ i , $v_{i,j}$ er alternativ i sin verdi med hensyn til kriterium j , der verdi 100 tilsvarer best mulig ytelse. $v_{i,j}$ er modellert ved å benytte SMART. w_j er normaliserte vektorer tildelt for hvert kriterium j ($j = 1 \dots 5$) modellert med AHP.

Steg 10 handler om å ta en beslutning. Hvis ett alternativ skal velges så bør alternativet med høyest U_i velges. For å vurdere robustheten av analysen bør det gjennomføres sensitivitetsanalyser og scenarioanalyser.

Sensitivitetsanalyser brukes for å vurdere resultatenes robusthet overfor variasjoner i vektning og verdisetting (Baker et al., 2001). For å analysere påvirkningen de forskjellige vektorer har på resultatene, ble det gjennomført sensitivitetsanalyser ved bruk av metoden vekt-stabilitet-intervaller (på engelsk: Weight Stability Intervals, WSI) (Mareschal, 1988). WSI handler om å forandre én kriterievekt inntil det høyeste rangerte alternativet fra preferanseranking endres, mens alle andre kriterievekter holdes konstant. Startverdien for vektene er bestemmende for analysen siden forholdet mellom kriterievektene som ikke forandres skal være konstant.

For å håndtere usikkerheter i underlaget/antagelsene for flermålsanalysen bør også forskjellige scenarioer inngå i en scenarioanalyse. Scenarioanalyser benyttes til å vurdere hvordan ulike scenarioer påvirker resultatene. Hvis noen alternativer er veldig like kan totalverdi-rankingen mellom alternativene forandres ved kun små endringer i beslutningsunderlaget. Store forandringer i totalverdi fører derimot ikke nødvendigvis til rangeringsendringer dersom alternativene er veldig forskjellige eller hvis alternativene påvirkes likt av forandringene i beslutningsunderlaget. For denne problemstillingen er de definerte scenarioene, og hvordan de skal gjennomføres, beskrevet i kapittel 5.7.

4.4.5 AHP (Analytical Hierarchy Process)

AHP er benyttet for vekting av kriteriene. Ifølge Baker et al. (2001), er basisen i en AHP at mennesker er flinkere til å ta relative beslutninger, enn absolutte beslutninger. Vekting ved AHP er derfor et resultat av parvise sammenligninger av kriteriene (Saaty, 1994).

Disse parvise sammenligningene gjøres ved hjelp av en ordinal skala (tall), som oftest en 9-punktskala, slik at det er mulig å vurdere kvalitativt hvor sterk preferanse/viktighet et kriterium har ovenfor et annet. Se Tabell 16. Denne skalaen blir siden omsatt til en forholdstalls-skala som kvantifiserer hvor mange ganger bedre et gitt kriterium er enn et annet. Resultatene fra de parvise sammenligningene sammenstilles i matriser.

Tabell 16: Preferanseskala etter Saaty (1994).

Intensitet	Preferansenivå
1	Lik preferanse
3	Svak preferanse
5	Sterk preferanse
7	Veldig sterk preferanse
9	Absolutt preferanse
2,4,6,8	Mellomliggende verdier
Resiproke verdier	Hvis kriterium i gis en av tallene over når den er sammenlignes med kriterium j , så har j den resiproke verdien når j sammenlignes med i .

Ved gjennomføring av den parvise sammenligningen av kriteriene (prioritetsanalysen) ble alle scorene, samt de resiproke verdiene, satt inn i en matrise A_1 :

Matrise $_{A_1}$	Kriterie $_1$	Kriterie $_2$...	Kriterie $_n$
Kriterie $_1$	1	X_{12}	...	X_{1n}
Kriterie $_2$	X_{21}	1	...	X_{2n}
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮
Kriterie $_n$	X_{n1}	X_{n2}	...	1

Den relative scoren for hvert kriterium ble funnet ved å kalkulere geometrisk gjennomsnitt, $G_i = \sqrt[n]{x_{i1} \cdot x_{i2} \cdot \dots \cdot x_{in}}$, for hver rad i matrisen A_1 , der n er antall kriterier (Baker et al., 2001). Hver relativ score ble så delt på summen av alle geometriske gjennomsnitt G_i , som ga selve vektingen, der summen av vektene skal bli lik 1. Det er benyttet en global vektlegging for denne beslutningen. Til forskjell fra lokal vektlegging kan man ved global tilnærming vektlegge kriterier i forskjellige nivå i målhierarkiet.

Siden bare to og to kriterier sammenlignes samtidig vil det kunne bli en inkonsistens i vektingen. Hvor konsistent vektingen er kan sammenlignes med et eksempel: «Hvis A er

bedre enn B, og B er bedre enn C, bør A være bedre enn C». Er derimot «C bedre enn A» er vektingen lite konsistent. Ifølge Ho et al. (2006), er verifisering av vektingen med hensyn til dens konsistens en av de store fordelene med AHP metoden. For å evaluere konsistensen av vektingen ble en inkonsistensindeks (C.R) benyttet. Hvert element i hver kolonne i Matrise A1 ble multiplisert med tilhørende kriterievekt fra matrise A2. Det ble deretter laget en ekstra kolonne («vektet sum verdi») som er summen av hvert element i raden. «Vektet sum verdien» deles så på tilhørende kriterievekt, Matrise A2, for å finne gjennomsnittlig ratio, λ_{maks} .

Deretter ble C.I. (konsistens indeks) = $(\lambda_{maks} - n)/(n - 1)$ beregnet, der n er antall kriterier. Dersom C.I. er 0.00 er den parvise sammenligningen perfekt konsistent (Triantaphyllou & Mann, 1995). Tilslutt ble C.R. (konsistens ratio) som er C.I / R.C.I beregnet. Tilfeldig konsistent indeks (R.C.I.) for n kriterier er gitt i Tabell 17. R.C.I. hadde vært lik C.I. for en $n \times n$ matrise hvis den parvise sammenligningen hadde vært generert helt tilfeldig. Ved C.R. < 0.1 ble den parvise sammenligningen vurdert som konsistent (Saaty, 1994).

Tabell 17: R.C.I. verdier for forskjellige verdier av n (kriterier)

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
R.C.I.	0	0	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45	1.49

4.5 Beslutningsstøtteverktøy (DSS)

For å forbedre beslutningsprosessen er det utviklet et DSS i Microsoft Excel. Hovedgrunnen til at det er utviklet et DSS er at det enkelt kan benyttes til å innhente data og modellere preferanser fra forskjellige respondenter. En DSS er et computerbasert informasjonssystem utviklet for å hjelpe beslutningstakere til å gjøre en kvalitetsbeslutning for et spesifikt problem innenfor en gitt tidsramme (Poch et al., 2004). Ifølge Hanna (2004), skal ikke en DSS erstatte beslutningstakeren, men istedet legge til rette for at beslutningstakeren skal kunne ta en bærekraftig beslutning (Hanna, 2004). Det finnes mange forskjellige DSS for VA-formål, men svært få er tilgjengelige på det globale markedet siden de fleste er designet for et spesifikt formål (Hamouda et al., 2019).

For å utvikle en DSS er det nødvendig med en plattform som kan beherske flere typer teknologier (datalagring, programmering, modellering osv.). Ifølge Hanna (2004), er Microsoft Excel en plattform som kan benyttes for å utvikle relativt avanserte DSS. Excel

kan lagre og organisere data i regneark, samt bygge modeller basert på kalkulasjoner og algoritmer. I tillegg har Excel et makro programmeringsspråk (Visual Basic for Applications), noe som muliggjør utvikling av et brukervennlig grensesnitt. Av overnevnte grunn er Microsoft Excel benyttet som plattform for utvikling av DSS.

I denne oppgaven er DSS benyttet til både vekting av kriterier og beregning av totalverdi for de sju prosessene. Den ble også benyttet ved gjennomføring av sensitivitetsanalyser. DSS ga brukeren informasjon om masteroppgaven, og ga en kort innføring i evalueringskriteriene. Dette for at respondentene skulle få et tilstrekkelig grunnlag til å kunne vurdere de ulike kriteriene etter viktighet. Ved vekting av kriteriene var eneste input som krevdes fra respondenten, at brukeren gjennomførte de parvise vurderingene av evalueringskriteriene (AHP), samt registrerte seg i et registreringsskjema. DSS modellerte deretter brukerens preferanser gjennom å beregne endelige kriterievekter. Se Figur 19. De modellerte kriterievektene og de forhåndsbestemte kriterieverdiene ble deretter benyttet til å beregne totalverdier for hvert alternativ. Se Figur 20.

En av fordelene med AHP er at den har en konsistenssjekk av de parvise vurderingene. I DSS som ble sendt ut til respondenter var det programmert inn en slik sjekk. Etter utfylling av alle nødvendige celler, ble konsistensen i vektingen automatisk beregnet i det brukeren trykte på knappen «regn ut». Se Figur 19. En pop-up meny ga beskjed hvis brukeren ikke var innenfor kravene for konsistens ($C.R.<0.1$). Brukeren ble da bedt om å gjøre vurderingene på nytt. På bakgrunn av dette var alle mottatte svar fra respondentene innenfor kravene til konsistens, og de kunne brukes videre i analysen. Den programmerte konsistenssjekken øker sannsynligheten for at brukeren har forstått metoden, i og med at vurderingene må være konsistente for å få godkjent vektene.

TRONDHEIM KOMMUNE

NTNU

Kunnskap for en bedre verden

1. Problemstrukturering

2. Preferansemodellering

Sosial dimensjon

Økonomi dimensjon

Miljø dimensjon

Kriterievekting med AHP

3. Aggregering

KRITERIEVEKTING MED AHP

1. Introduksjon

1. Brukerveiledning
Trykk her

2. Fremgangsmåte
Trykk her

3. Metode del 1
Trykk her

Tilbake

3. Metode del 2
Trykk her

3. Metode del 3
Trykk her

2. Input fra bruker

Skriv inn i kolonnene under

Kriterie A	Kriterie B	Viktigst (A eller B)	Tall fra viktighetskala	
Leveringskapasitet	Rensetyelse	A	1	
Leveringskapasitet	Investeringskostnader	A	1	
Leveringskapasitet	D & V kostnader	A	1	
Leveringskapasitet	Klimagassutslipp	A	1	
Rensetyelse	Investeringskostnader	A	1	
Rensetyelse	Klimagassutslipp	A	1	
Rensetyelse	D & V kostnader	A	1	
Investeringskostnade	D & V kostnader	A	1	
Investeringskostnade	Klimagassutslipp	A	1	
D & V kostnader	Klimagassutslipp	A	1	

Regn ut

Reset

3. Resultater av vektleggingen

Kriterier	Kriterievekter
Leveringskapasitet	0,200
Rensetyelse	0,200
Investeringskostnade	0,200
D & V kostnader	0,200
Klimagassutslipp	0,200
<i>Sum</i>	<i>1,000</i>

Konsistensesjekk

Lambda_max	C.I.	C.R.
5	0	0

Viktighetskala 1-9

1	Lik viktighet
2	Dobbel så viktig
3	Tre ganger så viktig
4	Fire ganger så viktig
5	Fem ganger så viktig
6	Seks ganger så viktig
7	Sju ganger så viktig
8	Åtte ganger så viktig
9	Ni ganger så viktig

Figur 19: Skjerm bilde av siden for modellering av kriterievekter.

TRONDHEIM KOMMUNE

NTNU

Kunnskap for en bedre verden

1. Problemstrukturering

2. Preferansemodellering

3. Aggregering

3. AGGREGERING OG RESULTAT

Beslutningsmatrise

Alternativ	Sosial bærekraft		Økonomisk bærekraft		Miljømessig bærekraft	Totalscore
	Leveringskapasitet	Rensetyelse	Investeringskostnader	D & V kostnader	Klimagassutslipp	
Pilot 1	20.00	1.84	20.00	20.00	19.68	81.52
Pilot 2	20.00	8.44	19.94	18.54	20.00	86.91
Pilot 3	17.78	19.02	9.71	18.25	17.98	82.74
Pilot 4	17.78	0.00	9.71	18.21	17.31	63.00
Pilot 5	20.00	19.24	19.73	18.81	19.48	97.26
Pilot 6	11.12	20.00	0.00	0.00	0.00	31.12
Pilot 7	0.00	19.94	5.43	8.57	5.74	39.68

Figur 20: Skjerm bilde av siden for beregning av totalverdi

5 RESULTAT/DISKUSJON

Dette kapittelet presenterer og diskuterer resultatene som er relatert til problemstillingen. Her vil en kildevurdering av Benna og resultatene av flermålsanalysen bli gjennomgått.

5.1 Kildevurdering og nødvendig barrierehøyde Benna

For å kunne gjøre en mest mulig bærekraftig beslutning er det avgjørende å finne ut om det nye rensetrinnet må øke log-kredittene i vannbehandlingen for å oppnå et hygienisk trygt drikkevann. Dette fordi flere av pilotene ikke gis log-kreditter.

For å kunne bestemme Bennas nødvendige barrierehøyde, og dermed vurdere om eksisterende barrierestatus for vannverket er tilfredsstillende, må kvalitetsnivået på råvannet bestemmes. Dette er derimot ikke mulig før det har blitt gjennomført et komplett risikobasert prøvetakningsprogram. Log-regnskapet for Benna fra MBA i kommunedelplan Vann 2021-2032 (Trondheim kommune, 2021) viser at Benna tilfredsstillende nødvendig barrierekrav for alle vannkvalitetsnivå bortsett fra Db og Dc, se Tabell 18. Resultatene av MBA-analysen viser at Benna er mest sårbar for parasitter.

Tabell 18: Total barrierestatus for Benna ved forskjellige vannkvalitetsnivå

Kvalitetsnivå	Da	Db	Dc
Nødvendig barrierenivå	$6.0b + 6.0v + 4.0p$	$6.0 b + 6.0 v + 4.5p$	$6.0 b + 6.0 v + 5.0p$
Sum log-reduksjon	$8.14b + 7.67v + 4.11p$	$8.14b + 7.67v + 4.11p$	$8.14b + 7.67v + 4.11p$
Total barrierestatus	$-2.14b - 1.67v - 0.11p$	$-2.14b - 1.67v + 0.39p$	$-2.14b - 1.67v + 0.89p$

Rutineanalysene fra Benna i perioden 2017-2019 viste at råvannet havnet i boksen med $1 \leq C.perfringens \leq 3$, fra «veikartet» i Figur A i Vedlegg A. Ifølge Ødegaard et al. (2014), tyder dette på at «kvaliteten fra tid til annen kan være dårlig og situasjonen må derfor kartlegges bedre.» I en slik utvidet kartlegging av vannkvaliteten blir det kun fokusert på *E. coli* og *C. perfringens*. For å kunne havne på vannkvalitetsnivå Db og Dc for Benna, hvor barrierestatusen ikke er tilfredsstillende, må parasitter inkluderes i det risikobaserte prøveprogrammet. Parasitter må inkluderes i det utvidede prøveprogrammet ved følgende betingelser (Ødegaard et al., 2014):

«Dersom man gjennom et igangsatt risikobasert prøveprogram i kartleggingsperioden, basert på analyser av *E. coli* og *Clostridium perfringens*, finner verdier som tyder på at middelveiden av *E. coli* kan bli $> 10 E. coli$ eller $> 3 Clostridium perfringens$, eller

dersom man i enkeltprøver finner > 20 *E. coli* eller > 6 *Clostridium perfringens*, skal man straks inkludere parasitter i prøveprogrammet ...».

Basert på rutineanalyser de siste 4 år er det påvist *E. coli* i 2 av 155 prøver, der den høyeste verdien er 1/100ml, se Tabell 6 og Tabell 19. *C. perfringens* er påvist i 3 av 63 prøver, der den høyeste verdien er 1/100ml. Det er derfor lite som tyder på at det vil registreres konsentrasjoner av *C. perfringens* og *E. coli* i enkeltprøver i det utvidede prøveprogrammet som er høyere enn 20 *E. coli* og 6 *C. perfringens*.

Tabell 19: Resultater rutineanalyser 2020, Benna vannverk

År	Indikator	Antall prøver	Antall positive	% positive	Middelverdi ant./100 ml	Høyeste reg. verdi ant./100 ml
2020	<i>E. coli</i>	52	2	3.8	0.04	1
	<i>C. perfringens</i>	13	1	7.7	0.08	1

Tabell 19 viser en middelverdi på 0.04 og 0.08 (antall/100ml) for henholdsvis *E. coli* og *C. perfringens*. Det årlige overvåkningsprogrammet for Benna fra 2020 (Nøst, 2020) viser en middelverdi på 0.12 for *E. coli* og 0.16 for *C. perfringens*, se Tabell 20. Et utvidet prøvetakningsprogram er påbegynt av Trondheim kommune med 3 prøvetakninger våren 2020, og 4 prøver så langt i 2021, se Vedlegg N. Av de 7 prøvene som er gjennomført er det registrert 0 forekomster av *E. coli*, mens den høyeste målte verdien av *C. perfringens* er 1/100ml. Det er heller ikke registrert tilfeller av parasitter. Oppsummert viser disse resultatene at middelverdien av *E. coli* og *C. perfringens* er langt under det som kreves for å måtte inkludere parasitter i prøveprogrammet.

Tabell 20: Oppsummering av analyseresultater fra to prøvepunkt i Benna fra 2020 (Nøst, 2020).

Bakteriologisk vannkvalitet Benna					
Parameter	Antall prøver	Min	Maks	Middel	Grenseverdi /tiltaksgrense
<i>E. coli</i> (#/100ml)	60	0	2	0.12	0
<i>C. perfringens</i> (#/100ml)	60	0	2	0.16	0

Basert på informasjonen over er det lite som tyder på at parasitter må inkluderes i prøveprogrammet, og at vannkvalitetsnivået til Benna skal ende på Db eller Dc. Siden det ikke er gjennomført et fullverdig risikobasert prøveprogram kan det derimot ikke utelukkes at det finnes parasitter tilstede i vannkilden. Det risikobaserte prøveprogrammet bør kartlegge forekomsten av indikatororganismer i perioder av året da det er mest sannsynlig at forurensingen er størst, for eksempel etter store nedbørsmengder.

Selv om mye tyder på at det ikke er behov for å øke log-kredittene i vannbehandlingen er det ved nåværende tidspunkt ikke underlag til å konkludere om det nye fullskala rensetrinnet må øke log-kredittene for å oppnå et hygienisk trygt drikkevann. Siden det er mye som tyder på at det ikke er behov for å øke log-kredittene i vannbehandlingen vil det i de videre vurderingene tas utgangspunkt i at vannkvalitetsnivået ender på dårligst Da, der barrierestatusen er tilfredsstillende.

5.2 Definere evalueringkriterier og strukturere målhierarki

Dette kapittelet utgjør en revidert og oppdatert utgave av resultatdelen i Haugen (2020). MCDA-prosesser er iterative, og på grunn av ny informasjon, samt større forståelse for problemet ble det behov for å definere evalueringkriteriene på nytt. Målhierarki og evalueringkriterier som skal benyttes for å vurdere de sju prosessenes egnethet som permanent fullskala rensetrinn ved Benna VBA er presentert i Tabell 21 og Figur 21.

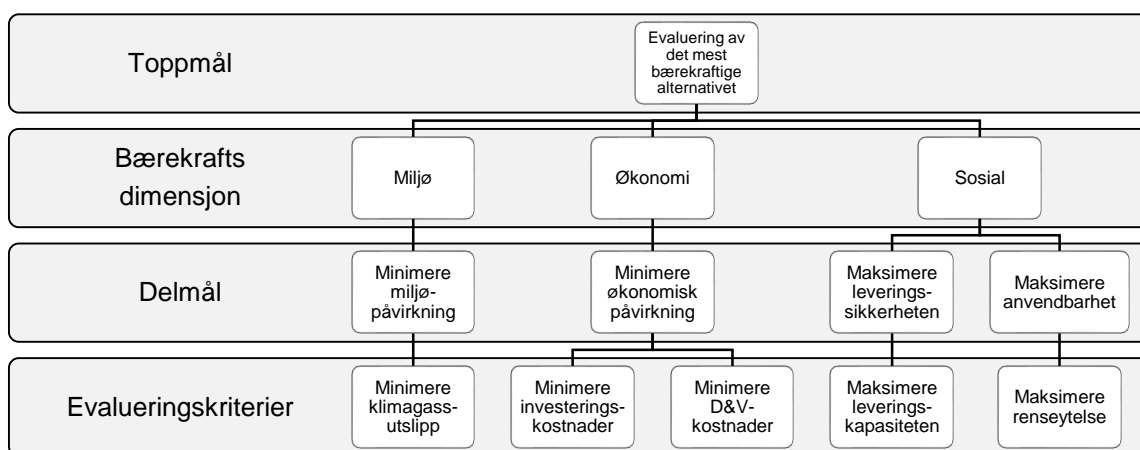
Tabell 21: Sammendrag av valgte evalueringkriterier for vurdering av de sju prosessene

Bærekraft dimensjon	Evalueringskriterier	Beskrivelse	Mål	Enhet	Kalk.-metode
Sosial	Renseytelse	Tilbakeholdelse av virvelløse dyr i vannbehandlingen.	Maks	Ind/m ³	Scoring-metode
	Leveringskapasitet	Opprettholde reservevannsforsyning lengst mulig.	Maks	Dager	Routing-modell
Økonomi	Investeringskostnader	Økonomisk påvirkning for vannverket.	Min	mNOK	WBS-modell
	Drift & vedlikeholdskostnader	Årlig økonomisk påvirkning for vannverket.	Min	NOK/år	
Miljø	Klimagassutslipp	Miljøpåvirkningen fra vannverket.	Min	CO ₂ -ekv.	Klima-regnskap

Begrepet «bærekraftig utvikling» ble introdusert i 1987 gjennom Brundtlandkommisjonen (Enander et al., 2014), og er definert som «en utvikling som imøtekommer behovene til dagens generasjon uten å redusere mulighetene for kommende generasjoner til å dekke sine behov». I et FN-toppmøte i *Rio de Janeiro* i 1992 ble definisjonen konkretisert til å være en balanse mellom tre dimensjoner: miljøbeskyttelse, økonomisk vekst, og sosial utvikling (UNEP, 1992).

Etablert målhierarki for denne problemstillingen tar utgangspunkt i disse tre bærekrafts dimensjonene, der delmål og evalueringkriterier kategoriseres under de overordnede

dimensjonene, se Figur 21. En slik inndeling med tre sentrale dimensjoner for bærekraft benyttes også i Norsk Vann Rapport 205 «Bærekraftig forvaltning av VA-tjenestene» (Enander et al., 2014) og av Godskesen et al. (2018) for evaluering av bærekraften til forskjellige VA-løsninger. Enander et al. (2014) definerer de 3 dimensjonene på følgende måte: «Miljømessig bærekraft handler om at forvaltning og utvikling av VA-tjenestene skal skje innenfor naturens tålegrenser; Økonomisk bærekraft ivaretas gjennom bærekraftig ressursbruk og kostnadseffektive løsninger; Sosial bærekraft gjelder brukerne av VA-tjenestene, herunder deres opplevelse og ivaretagelse av bærekraftige tjenester.».



Figur 21: Oversikt over målhierarki

Som nevnt i metodedelen er det også andre måter å kategorisere evalueringskriterier på, der for eksempel Butler et al. (2003) deler evalueringskriterier inn i teknologi-, økonomi-, sosiale- og miljøkriterier. I denne analysen er de typiske teknologi-kriteriene (f.eks. ytelse, reliabilitet, fleksibilitet) plassert innenfor den sosiale bærekraftsdimensjonen, slik også Enander et al. (2014) og Godskesen et al. (2018) gjør. Årsaken til dette er at de tekniske kriteriene kan påvirke forbrukernes opplevelse av VA-tjenestene. Eksempelvis vil det være av stor betydning for forbrukerne dersom et vannverk ikke klarer å levere tilstrekkelige mengder drikkevann eller hvis vannbehandlingen er utilstrekkelig.

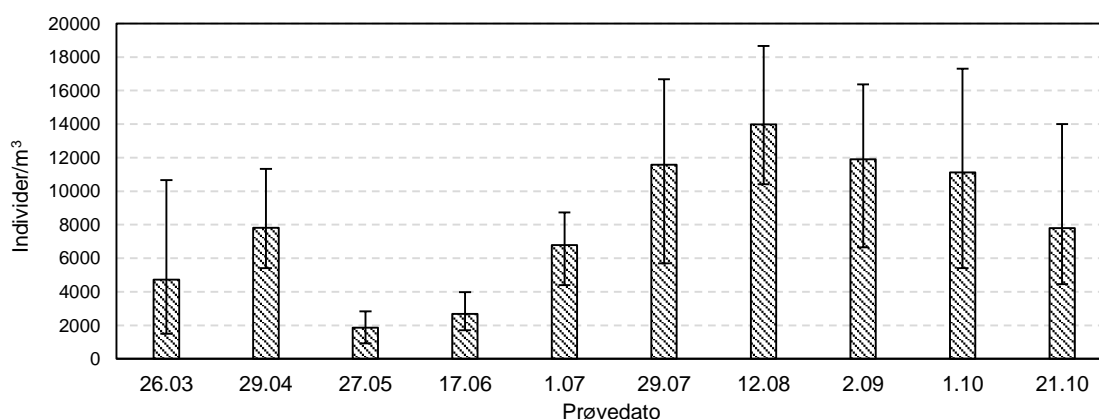
Ifølge Jordanger et al. (2007), bør målhierarkiet være fullstendig (komplett), noe som vil si at ingen overordnede mål eller delmål er utelatt fra beslutningen, og at alle relevante aspekter ved beslutningsproblemet er representert. Jordanger et al. (2007) skriver: «Hvorvidt målhierarkiet er tilstrekkelig komplett er en sentral usikkerhetsfaktor i analysen, som må hensyntas. På en annen side må hierarkiet også være oversiktlig og så lite og transparent som mulig». Det er vurdert slik at etablerte delmål og valgte

evalueringskriterier er tilstrekkelige for å dekke viktige aspekter ved beslutningsproblemet, samt holde problemet innenfor håndterbare rammer. De fem evalueringskriteriene som er valgt for analysen er beskrevet i detalj i det etterfølgende. Beskrivelsen tar utgangspunkt i hva kriteriet handler om, hvorfor det er et viktig kriterium og hvordan prosessene skal kunne måles mot hverandre.

5.2.1 Maksimere renseytelse med hensyn til virvelløse dyr

Dette kriteriet er plassert under den sosiale bærekraftsdimensjonen i målhierarkiet i Figur 21. Delmålet «Maksimere anvendbarheten» handler om hvor brukbar de ulike prosessene er som nytt fullskala rensetrinn ved Benna VBA. Ifølge Crittenden (2012, s. 203), blir anvendbarheten til en prosess, for en gitt problemstilling, bestemt og kartlagt gjennom pilot-studier, fullskala løsninger, publisert litteratur og tidligere erfaringer med prosessen. Situasjonen ved Benna med invertebrater i ledningsnett er en uvanlig problemstilling, og anvendbarheten til ulike prosesser er derfor kartlagt gjennom en pilot-studie.

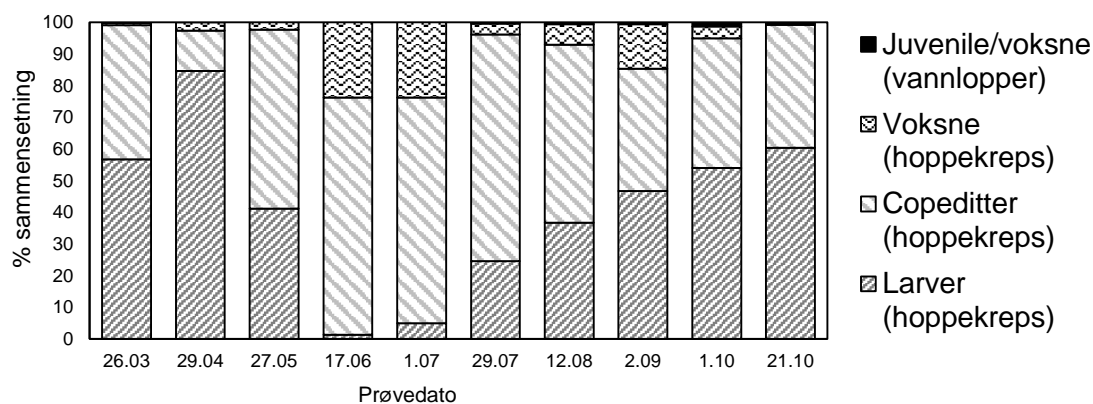
Ifølge Evins (2004), viser rapporter fra ulike kontinenter at det er få vannforsyningssystem som er helt fri for virvelløse dyr. Konsentrasjonene av virvelløse dyr i drikkevannet fra Benna er svært høye. For eksempel viser 90-persentilen av alle råvannsprøvene fra pilot-testingen en konsentrasjon på 14054 individer/m³. Dette er over dobbelt så høyt som 90-persentilen (6600 ind/m³) til drikkevann som går ut på ledningsnett i Tyskland (DVGW, 2018). Størst forekomst av invertebrater var i perioden Juli til September, der høyeste målte verdi var på over 18 000 individer/m³, se Figur 22.



Figur 22: Gjennomsnittlig forekomst (\pm variasjon) av invertebrater i råvannet gjennom pilot-perioden.

Analysen av alle råvannsprøvene gjennom pilotperioden viste også at de virvelløse dyrene i prøvene stort sett besto av hoppekreps. Vannlopper opptrådte kun sporadisk og i fåtall,

se Figur 23. Alle størrelsesgrupper og utviklingsstadier var tilstede i hele perioden. Det ble også funnet egg på råvannssiden på enkelte datoer, men disse ble ikke registrert.



Figur 23: Fordeling av utviklingsstadier av invertebrater funnet i råvannet gjennom pilot-perioden.

Selve formålet med pilot-testingen var å kartlegge hvordan ulike prosesser hindrer virvelløse dyr fra å komme gjennom på rentvannssiden. For å maksimere prosessenes anvendbarhet som nytt rensetrinn ved Benna VBA, og dermed vurdere prosessenes ytelse under pilot-testingen, benyttes følgende evalueringskriterium:

- *Maksimere renseytelsen med hensyn til virvelløse dyr*

Ytelsen til en prosess måles vanligvis i form av behandlet vannkvalitet, som må samsvare med myndighetenes forskrifter og vannkvalitetsmål (Crittenden, 2012, s. 203). Dette kriteriet skal beskrive både den forventede ytelsen til prosessen og robustheten ved denne ytelsen. For å kunne vurdere ytelsen til hver prosess under pilotperioden, er det nødvendig å bestemme hvilke mengder av virvelløse dyr det er akseptabelt skal kunne passere vannbehandlingen i Benna VBA, og som deretter slippes ut på ledningsnettet.

Ifølge WHO (2017), er det ikke etablert retningslinjer for komponenter i vannet som ikke utgjør en helsemessig risiko for forbrukere. DVGW (2018) hevder at virvelløse dyr i drikkevann ikke utgjør en helsemessig risiko for forbrukere, og derfor blir de ikke nevnt i offisielle standarder for drikkevannskvalitet. Hva som ansees som akseptable nivåer av virvelløse dyr i drikkevannet og som slippes ut på ledningsnettet fra Benna VBA er derfor uklart. Dette er også bakgrunnen for forskningsspørsmålet: *Hvilke mengder av virvelløse dyr vil være akseptabelt å slippe ut med drikkevannet fra Benna VBA?*

5.2.1.1 Hvilke mengder av virvelløse dyr vil være akseptabelt slippe ut med drikkevannet fra Benna VBA?

Som nevnt tidligere i oppgaven finnes det lite forskning på virvelløse dyr og deres innflytelse på vannsikkerheten og vannkvaliteten. Virvelløse dyr nevnes heller ikke i *Drikkevannsforskriften* eller i andre offisielle og gjeldende standarder for drikkevannskvalitet. Hva som ansees om akseptable mengder av virvelløse dyr som går ut fra VBA er derfor uklart. Van Lieverloo et al. (2002) peker på at noe av grunnen til den relative mangelen på kunnskap om emnet kan ha sammenheng med at overvåkning av virvelløse dyr i drikkevannet tilsynelatende ikke er lovpålagt i noen land. Følgende punkter belyses i vurderingen vedrørende hva som kan være akseptable mengder å slippe ut på ledningsnettets fra Benna VBA:

- Virvelløse dyr og deres tilknytning til kravene i *Drikkevannsforskriften*
- Hvilke grenseverdier finnes i litteraturen
- Hvilke arter er tilstede i filtratet fra pilot-testingen
- Artenes overlevelsesmuligheter og reproduksjonsevne på ledningsnettets

I henhold til *Drikkevannsforskriften* §5 (2016) skal drikkevannet være helsemessig trygt, klart og uten fremtredende lukt, smak og farge. Hvis dette ikke er oppfylt får vannverkseiere påbud fra mattilsynet om å iverksette tiltak for å rette opp avviket som raskt som mulig. Hvis problemene derimot vedvarer vil dette redusere forbrukernes tillitt til drikkevannskvaliteten og vannverket vil kunne få sanksjoner fra Mattilsynet.

Selv om litteraturen hevder at virvelløse dyr ikke utgjør noe helsemessig problem for mennesker, er det uklart hvilken påvirkning invertebrater har på den biologiske stabiliteten i drikkevann. Det er derimot tydelig at slike dyr utgjør en naturlig del av rørnettets økosystem, både som predator, og som næring for mindre organismer når slike dyr nedbrytes og dør. Invertebrater som slippes ut på ledningsnettets er en kilde til organisk stoff som på sikt kan fremme vekstforholdene for patogene mikrober (DVGW, 2018).

Drikkevannsforskriften nevner både farge, lukt og smak i sine forskriftskrav, og mye tyder på at hovedutfordringene med slike dyr i drikkevann er knyttet til den estetiske verdien på drikkevannet. Virvelløse dyr kan ofte sees med det blotte øye, gi lukt og smak, samt misfarge vannet, noe som kan virke skjemmende for forbrukere. Det er for eksempel kjent at virvelløse dyr kan skape lukt og smak på vann når de nedbrytes. Det er derimot ukjent

hvor store mengder av slike dyr en må tilføre ledningsnettene før en eventuelt risikerer lukt og smaksproblemer på drikkevannet. Andre problemer forårsaket av virvelløse dyr er tetting av filter på ledningsnettene. Spesielt tetting av siler på private stikkledninger bør unngås. Funn av invertebrater i drikkevannet/inntaksiler vil være en ubehagelig opplevelse som vil kunne svekke forbrukernes tillitt til drikkevannets kvalitet.

Som tidligere nevnt er det funnet referanseverdier og orienteringsverdier for utslipp av virvelløse dyr i drikkevannet fra tre forskjellige kontinenter; Europa, Asia og Afrika. Fellesnevneren i disse verdiene er at det gjøres forskjell på store og små virvelløse dyr, der kravene til større dyr er strengere enn for mindre dyr. Dette har sammenheng med at større dyr er synlige og dermed lettere for forbrukere å oppdage, samt at de bidrar til å tilføre en større biomasse til ledningsnettene.

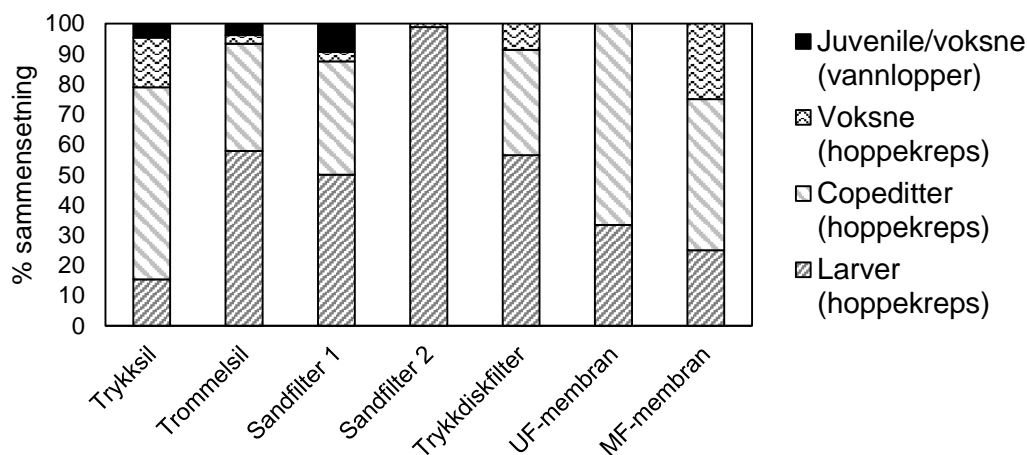
Orienteringsverdiene i Tabell 1 representerer hvilke mengder virvelløse dyr som «normalt» går ut fra forskjellige VBA i Tyskland. Orienteringsverdiene viser en konsentrasjon på 1500 individer/m³ som median av 252 prøver (DVGW, 2018). Dette er høyt sammenlignet med grenseverdier fra Nederland (Europa), Kina (Asia) og Sør-Afrika (Afrika). Disse orienteringsverdiene bør kanskje være enda høyere i og med at det er brukt en sil med lysåpning 100 µm for innsamling av slike dyr. Til sammenligning er Cycloposegg rundt 50 µm (Ormerod, 2017), og vil derfor lett kunne passere en slik sil.

Referanseverdier fra Nederland for utslipp av virvelløse dyr er artsspesifikke, og deles inn i lave/normale-, forhøyede-, høye- og svært høye verdier, se Tabell 3 (van Lieverloo et al., 2002). Eksempelvis tilsvarer lave/normale verdier av hoppekrepslarver, hoppekreps (copeditter og voksne) og vannlopper medianverdier fra prøveserier på mindre enn henholdsvis 10, 5 og 5 individer per m³. Det betyr at hvis en finner medianverdier på 10 hoppekrepslarver, 5 voksne hoppekreps og 5 vannlopper i samme prøveserie tilsvarer dette totalt 20 individer per m³, noe som fortsatt vil regnes som lave/normale verdier. Disse verdiene er etablert for å minimere sannsynligheten for at en forbruker oppdager dyr i drikkevannet. Det kan derimot tenkes at grenseverdier som er artsspesifikke blir upraktiske når en skal overvåke konsentrasjonen av slike dyr som går ut fra VBA.

Til forskjell fra grenseverdier i Nederland og orienteringsverdiene i Tyskland benytter ikke grenseverdiene i Kina og Sør-Afrika medianen av prøver som referanse. Enkeltprøver (evt. 90-persentil av prøveserier) på under 50 individer/m³ ble for eksempel

satt som den anbefalte grensen for utslipp av invertbrater på distribusjonsnettet i byen Shenzhen, som ligger sør i Kina. Dette er noe høyere enn 20 individer/m³ som er verdien for akseptabel grense for mindre virvelløse dyr etter Adam et al. (1998), se Tabell 2.

For å bestemme hva som vil være akseptable mengder av virvelløse dyr å slippe ut på ledningsnettet er det viktig å kartlegge hvilke arter av slike dyr som finnes i drikkevannet. Dette fordi retningslinjene fra litteraturen, for utslipp av invertebrater på ledningsnettet, stiller strengere krav jo større individene er. Analyser av rentvannsprøvene i testperioden viste at de virvelløse dyrene i prøvene stort sett besto av hoppekreps. Vannlopper opptrådte kun sporadisk og i fåtall, og ble kun registrert i rentvannsprøvene til trykksilen, trommelsilen og sandfilter 1, se Figur 24. Alle størrelsesgrupper og utviklingsstadier var tilstede i hele perioden, men det ble ikke funnet egg på rentvannssiden.



Figur 24: Fordeling av utviklingsstadier av invertebrater funnet i filtratet gjennom pilot-perioden.

Utenom dette er hjuldyr (rotifera) funnet i små mengder (dominerende art: *Keratella cochlearis*), og også én fjærmygglarve (>5 mm) på rentvannssiden av sandfilter 2. Det ble ikke funnet hele Mysis eller Pallasea, men det ble funnet en bakkropp av Mysis i én prøve. I en prøvetakning som gikk utenfor prøveprogrammet ble det også oppdaget en større andel mindre invertebrater på rentvannssiden av alle pilotene, bortsett fra i membranene. Disse organismene ble analysert og viste seg å være flytende «Statoblaster» (mosdyr). «Statoblaster» har en størrelse på ca. 200 µm, og er et hvilestadium som mosdyr inntar for å overleve ekstreme forhold, for eksempel ved kalde temperaturer (Wood, 2005). For ytterligere informasjon om mosdyr i vannforsyningssystemer, se Vedlegg J. Verken art eller antall «statoblaster» som passerte pilotene ble bestemt.

Basert på vannprøvene fra pilot-testingen er det tydelig at det finnes forskjellige arter av virvelløse dyr i drikkevannet fra Benna. Større virvelløse dyr, som for eksempel Pallasea, Mysis og fjærmygglarver, var svært sjelden tilstede i rentvannprøver, men de er helt klart tilstede i drikkevannet fra Benna VBA. Figur 25 viser Pallasea og Mysis fanget i en sil plassert på en delstrøm i Benna VBA. Disse individene var levende og hadde samlet seg opp over lengre tid. Sannsynligvis vil større dyr bli tilbakeholdt uansett hvilken prosess vannverket velger for fjerning av dem. Siden det ikke ble registrert Pallasea og Mysis i prøvene fra pilottriggene er en eventuell tilbakeholdelse ikke dokumentert. Oppsummert er det de mindre virvelløse dyrene (<2 mm) som er dominerende i drikkevannet fra Benna, med hoppekreps og vannlopper som dominerende arter, men også med tilfeller av hjuldyr og mosdyr.



Figur 25: Pallasea og Mysis fanget i en sil i Benna VBA. Foto: Geir Sommervold

Hoppekreps har vanligvis en ettårig livssyklus i innsjøene i Norge. Hvorvidt disse vil ha evne til å overleve, vokse og formere seg i ledningsnett er usikkert. Hoppekreps og vannlopper er akvatiske gjennom hele sin livssyklus, og ifølge Evins (2004) er det bare slike dyr som kan kolonisere vannforsyningssystemer.

Ifølge van Lierverloo et al. (2002), er dyr som bare kan reproducere seg seksuelt avhengig av en stor populasjon for å kunne opprettholde populasjonsstørrelsen. Sannsynligheten for at slike arter koloniserer vannforsyningssystemet er mindre, sammenlignet med arter som kan reproducere seg aseksuelt. Forskning har vist at vannlopper, til forskjell fra hoppekreps, kan formere seg uten befruktning. Dette forklarer også hvorfor van Lierverloo et al. (2002) gjør stor forskjell på vannlopper og hoppekreps i sine referanseverdier, der medianen av vannlopper i prøveserier, uavhengig om det er klassifisert som lave/normale, forhøyede, høye eller veldig høye verdier, skal være mindre eller lik 5 individer/m³. Mye kan derfor tyde på at det er gunstig at det slippes igjennom få vannlopper på rentvannsiden

av pilotene, se Figur 24, fordi sannsynligheten for kolonisering av ledningsnett blir lavere.

I tillegg til hoppekreps og vannlopper kan også mosdyr kolonisere ledningsnett hvor vannet har høyt innhold av partikulært organisk stoff. Ormerod (2017) hevder at hvis vannet ut fra vannbehandlingsanlegget tilfredsstiller drikkevannsforskriftens krav til turbiditet er det lite sannsynlig at mosdyr vil kunne etablere seg i vannettet. Ifølge Mattilsynet (2020), bør turbiditeten ut fra vannbehandlingsanlegget ikke overskride 1 NTU (Formazine Nephelometric Units) ved vannforsyning fra overflatevann. Drikkevannet fra Benna ligger godt under 1 NTU, se Tabell 5, og det vurderes derfor som lite trolig at mosdyr kan kolonisere ledningsnett.

Det er viktig å kartlegge om vannettet er ekstra sårbart for kolonisering av virvelløse dyr. Det er tilgjengelig næring, oksygeninnhold, temperatur og strømningsforhold som er viktige økologisk nøkkelparametre for å skape gode habitater for reproduksjon og overlevelse av invertebrater (DVGW, 2018). Generelt kan virvelløse dyr etablere en bærekraftig bosetning i områder med lave vannhastigheter og soner med høy vannalder (kumulativ hydraulisk oppholdstid). En modellering av vannalderfordelingen i Trondheim kommunes vannett viser at det er noen få punkter på ledningen fra Benna VBA og til Kolstad PS som er ekstra sårbare for kolonisering (Rakstang, 2020). Noen av disse områdene viser seg også å ha svært lave vannhastigheter under normal drift. Det er derimot uvisst om dette betyr at ledningen fra Benna VBA og til Kolstad PS er ekstra sårbar for kolonisering. Disse områdene kan derimot brukes for å overvåke konsentrasjonen av invertebrater i ledningsnett eller finne ut når det er behov for spyling. Christensen (2011) foreslår f.eks. en grenseverdi på 100 ml sediment/m³ før det er behov for rengjøring.

Utslipp av virvelløse dyr til distribusjonssystemet skal være så lavt som teknologisk og økonomisk mulig, og skal være begrenset til et minimum (DVGW, 2018; Wolmarans et al., 2005). På grunn dyrenes mobilitet har det vist seg å være vanskelig å fjerne disse dyrene totalt i vannbehandlingen. I tillegg har rapporter fra ulike kontinenter vist at det er ingen eller veldig få vannforsyningssystem som er helt fri for virvelløse dyr (Evins, 2004). I denne problemstillingen er det vurdert slik at jo mindre dyr som slippes ut på ledningsnett, dess bedre. Ved å minimere tilførselen av organisk stoff på ledningsnett

vil sannsynligheten for å få biologisk ustabil drikkevann, som kan skape produksjon av lukt- og smakskomponenter, reduseres betraktelig. En slik tilnærming vil mest sannsynlig også redusere sannsynligheten for at forbrukere finner slike dyr i drikkevannet/silen.

Hva som ansees som akseptable mengder vil i de videre vurderingene derfor baseres på verdiene fra Adam et al. (1998), der akseptabel grense settes til 20 individer/m³ og en krisegrense settes på 250 individer/m³. Anbefalt grense representerer utslipp av invertebrater på distribusjonsnettene som vannverket til enhver tid skal overholde. Ved ordinær drift for Benna VBA (200l/s) slippes det ut fire individer/sek hvis en benytter anbefalt grense på 20 ind/m³. Verdiene fra Adam et al. (1998) benyttes derfor i de videre vurderingene siden de er de strengeste av verdiene som presenteres i litteraturen, og er for eksempel strengere enn anbefalte verdier i Shenzhen i Kina som benytter 50 individer/m³.

5.2.1.2 Scoringsmetode

For å kunne gi en score til hver prosess for evalueringskriteriet «maksimere renseytelsen med hensyn til virvelløse dyr» er det laget en scoringsmetode. Det gis poeng for alle rentvannsprøver tilknyttet en prosess. For prosesser som mangler målinger benyttes gjennomsnittet for å fylle inn tomme prøver. Dette gjelder trommelsil (1 prøve) og trykksil (4 prøver). Selve poengmetoden fungerer slik:

- Score lik 0 for alle prøver som viser under eller lik 20 ind/m³ (akseptabel grense)
- For prøver som ligger mellom akseptabel grense (20 ind/m³) og krisegrensen (250 ind/m³) blir scoren lik avstanden fra målt verdi og akseptabel grense, Δ .
- For prøver som ligger over krisegrensen (250 ind/m³) blir scoren lik avstanden fra målt verdi og akseptabel verdi multiplisert med en faktor 2. Dette fordi Adam et al. (1998) hevder eventuelle prøver over krisegrensen kan være et tegn på feil i vannbehandlingen, og at det derfor kan være nødvendig å stenge av vannforsyningen.
- Tilslutt summeres alle verdiene til en total score som brukes for å skille metodene.

Prosesen som viser lavest score har prestert best gjennom pilotperioden. En slik poengsetting skal beskrive hvordan de ulike pilotene har prestert gjennom pilotperioden, og fanger opp både forventet ytelse og robustheten av denne ytelsen.

5.2.2 Maksimere leveringskapasiteten

Dette kriteriet er plassert under den sosiale bærekraftsdimensjonen i målhierarkiet i Figur 21. I henhold til *Drikkevannsforskriften* § 9 (2016) har vannverkseier ansvar for å sikre levering av tilstrekkelige mengder med drikkevann til enhver tid, og dette utgjør bakgrunnen for delmålet «maksimere leveringssikkerheten». Med tilstrekkelige mengder menes at vannverkseier skal levere nok vann til å dekke det forbrukerne trenger til daglige gjøremål og funksjoner, samt dekke behovet for slokkevann (Mattilsynet, 2020). God leveringssikkerhet er lite risiko for avbrudd i vannforsyningen (Enander et al., 2014).

Benna har kapasitet for full reservevannforsyning tilsvarende 800 l/s i ca. 6 måneder ved tørrår, og enda kortere ved ekstreme tørrår (Bellingmo et al., 2017). I år med normal nedbør har Benna kapasitet for 10-12 måneder ved full reservevannforsyning på 800 l/s. Ved implementering av nytt rensetrinn ved Benna vil en del av den produserte vannmengden tapes til spyling av filtrene. For å opprettholde leveringskapasiteten lengst mulig bør mengden vann som tapes under rengjøring av prosessen minimeres. Konsekvensene av en kraftig redusert leveringskapasitet kan være fatale. For å maksimere leveringssikkerheten, samt redusere risikoen for avbrudd i vannforsyningen, benyttes følgende evalueringskriterium:

- *Maksimere leveringskapasiteten til Benna*

For å vurdere hvordan ulike prosesser påvirker leveringskapasiteten, og dermed utviklingen av magasinet i Benna ved full reservevannforsyning, settes det opp en forenklet Routing modell i Microsoft Excel. Magasin Routing (på engelsk: level pool routing eller reservoir routing) er en metode for å kalkulere et magasins utløpshydrograf og tilhørende vannivå ved ulike tilsigssituasjoner (Killingtveit & Sælthun, 2003). Det finnes ulike beregningsmetoder for magasin Routing, men Puls metoden (på engelsk: The Puls method) er tradisjonelt sett mest benyttet. For ytterligere beskrivelse av metoden og den forenklete Routing modellen, se Vedlegg B.

I konsesjonen fra NVE er høyeste regulerte vannstand i Benna satt til 184.2 m.o.h., og 182.2 m.o.h. er definert som absolutte minimum (LRV). Ifølge Andersen et al. (2010), er vannstanden i silkammeret på +181 når Benna er nedtappet til LRV og kun den ene inntaksledningen er i drift. Siden vannet ikke kan gå fra lavere til høyere trykk uten en

form for trykkøkning vil LRV i de videre beregningene regnes som kapasitetsgrense for vannforsyningen, såfremt det ikke etableres en form for trykkøkning ved Benna silanlegg.

Målet med den forenklete Routing modellen er å finne frem til når Benna går under LRV på 182.2 m.o.h. ved forskjellige uttak av vann (vannforbruk + minste vannføring Loa + tap av vann i prosesser). Modellen stopper derfor i det magasinet når LRV og det er mulig å sammenligne på hvilken dag dette skjer for hver prosess. Det er benyttet både 800 l/s og 1200 l/s i kalkuleringene, siden vannbehovet i 2060 er prognosert til å være ca. 1200 l/s for kommunene Malvik, Melhus og Trondheim (Andersen et al., 2010).

5.2.2.1 Vurdering av inputdata

Basert på overnevnte informasjon kan Benna regnes som en kilde med relativt dårlig tilgang på råvann. Prosesser med relativt stort vanntap, for eksempel «cross-flow»-membraner med omtrent 30 % vanntap, er ubrukbare der man har dårlig tilgang til råvann (Ødegaard, 2014, s. 210). Mengden tap av vann i prosessene er derfor med å avgjør antall dager med reservevannsforsyning. I Tabell 22 sammenlignes tall fra litteraturen og tall oppgitt av leverandører av pilotene når det kommer til prosessens tap av vann.

Tabell 22: Prosessenes tap av vann i % av produsert mengde

Prosess	Opgitt av leverandør	Fra litteraturen
Trykksil	1-1.25 %	6.8-13.5%
Trommelsil	0.5-1%	N/A
Sandfilter	2%	<5%
Trykkdiskfilter	1%	3.9-6.8%
UF membran	5%	<5%
MF membran	10%	<5%

I membranlegg med «dead-end»-filtrering benyttes ofte kjemisk forbedret tilbakespyling (CEB), og vanntapet er relativt lite, ca. 5% av produsert vannmengde (Ødegaard, 2014, s. 210). Leverandør av UF-membranen oppgir et vanntap på 5%. Begge membran-pilotene ved Benna VBA benytter «dead-end» filtrering, men leverandøren for MF-membranen oppgir hele 10% vanntap. Grunnen til dette er at MF-membranen er av type neddykket flatearkmembran, der vanninnholdet i tanken reduseres før spyling, ofte ned mot 60% vanninnhold.

Det er oppgitt ca. 2% vanntap for sandfiltrene som er etablert i regi av Trondheim kommune. Ifølge Ødegaard (2014, s. 199), tapes ca. 5% av produsert vannmengde under

tilbakespyling ved sandfiltrering. Dette bekreftes av Crittenden (2012, s. 830), som hevder sandfilter taper mindre enn 5 % av det produserte vannet. Størrelsen på vanntapet har også sammenheng med om modningsvannet (vann som går igjennom filteret rett etter spyling) føres til avløp eller tilbake til råvannsinntaket.

Parsons & Harkins (2002) har rapportert at siler kan havne i tilnærmet kontinuerlig tilbakespyling. Dette ble også observert hos trykksilen i en periode om våren der silduken var helt tett. Det ble derfor endret rengjøringsprosedyre for trykksilen underveis i pilot-testingen. I tillegg til den vanlige tilbakespylingen ble det også gjennomført manuelle syrevasker i sommermånedene for å håndtere filterkaken som bygget seg opp. For trykksilen benyttes derfor kjemikalier i rengjøringen (syre) om våren og sommeren, noe som det vil bli tatt hensyn til i de videre vurderingene. Tykkelsen på silduken kan være årsaken til at trykksilen og ingen andre av pilotene opplevde slike driftsproblemer. Det er mulig at den fler-lags silduken er tykkere enn de andre, og derfor tettes raskere.

For trykksilen har leverandøren oppgitt at vanntapet er 1-1.25% av produsert vannmengde ved bruk av kjemikalier om sommeren. Undersøkelsene utført av Parsons & Harkins (2000) viste at en trykksil med lysåpning 50 μm tapte mellom 6.8 – 13.5% av produsert vannmengde til spyling. Uten syrevasken ville mest sannsynlig vanntapet for trykksil-piloten også vært høyere. For trykksilfilteret er det oppgitt et vanntap på 1%. Dette er noe lavere enn hva Wright et al. (2007) registrerte i undersøkelser med et trykksilfilter med 100 μm lysåpning. Vanntapet var i disse undersøkelsene var mellom 3.9%-6.8 %.

I Routing modellen er leverandørenes oppgitte prosenter benyttet som tap av vann (l/s) i prosessene. Disse tallene er basert på erfaringstall, i tillegg til at de virker å være tilnærmet lik de tallene som oppgis i litteraturen. Det er derimot slik at tap av vann varierer gjennom året, for eksempel når isen går eller når konsentrasjonen av virvelløse dyr i Benna er som størst. Det er derfor mulig at noen prosesser har høyere vanntap i deler av året enn det som er oppgitt. Dette er derimot ikke vurdert i denne oppgaven.

5.2.3 Minimere investeringskostnader

Dette kriteriet er plassert under den økonomiske bærekraftsdimensjonen i målhierarkiet i Figur 21. Investeringene i vannforsyningsanlegg i Norge øker jevnt for hvert år, og har for eksempel økt med 53 % siden 2014 (bedreVANN, 2019). En bærekraftig ressursbruk

vil bety å utnytte tilgjengelige ressurser best mulig, og det er dette som utgjør bakgrunnen for delmålet «minimere den økonomiske påvirkningen på vannverket».

I det lange løp handler kostnadseffektivisering om å gjøre gode valg med hensyn til effektiv infrastruktur (bedreVANN, 2019). Det vil for eksempel være gunstig å gjøre det en kan for å forlenge levetiden på anlegget, samt optimalisere behandlingsskapasiteten slik at behovet for kapasitetsøkninger på vannbehandlingsanlegg kan utsettes. For å nå delmålet om å minimere den økonomiske påvirkningen for vannverket er følgende evalueringskriterium etablert:

- *Minimere investeringskostnadene*

Investeringskostnader er i dette tilfellet det samme som etableringskostnader, altså hva det koster å bygge et anlegg. For å måle hvordan de sju prosessene presterte for dette kriteriet er det utarbeidet estimater for investeringskostnadene. Kostnadsestimater for prosjekter som skal bygges i fremtiden er naturlig nok høyst usikre, og de kan derfor sees på som objektive «beste gjetninger» av relative kostnader (Olson, 1996).

5.2.3.1 Utarbeidelse av estimater for investeringskostnader

For utarbeidelse av kostnadsestimater for sju fullskala prosesser er det laget sju forenklede WBS modeller i Microsoft Excel. Ifølge SNL (2020), er WBS en forkortelse for «Work Breakdown Structure». En WBS i prosjektledelse gir en hierarkisk ordnet oversikt over arbeidsoppgavene som skal gjennomføres i et prosjekt. På samme måte kan kostnader bli brutt ned i mindre og mindre deler, fra kostnadskategorier som «investeringskostnader» og ned til kostnadskomponenter som f.eks. «antall spylepumper». U.S. Environmental Protection Agency (U.S. E.P.A) har for eksempel utviklet WBS modeller for å estimere kostnader tilknyttet forskjellige typer vannbehandlingsteknologier (Khera et al., 2013).

For å gjøre estimatene mellom de ulike prosessene sammenlignbare og kompatible er det etablert forskjellige forutsetninger for estimatene, se Vedlegg D. Kostnadsestimatene er basert på informasjon fra prosessleverandørene. Det ble oversendt et skjema til leverandører for utfylling, se Vedlegg E, som inkluderte kostnadsestimater for et fullskala anlegg. Disse estimatene fra leverandørene er ikke bindende, og kan regnes som grove estimater. Prosesskostnader som ble oppgitt av leverandører i Haugen (2020) ble også benyttet som sammenligningsgrunnlag.

Det ble også oversendt et Excel-ark til en totalentreprenør for utfylling, se Vedlegg F. Excel-arket inkluderte kostnadskalkyle for utfylling, samt tiltenkt flytskjema og funksjonsbeskrivelse for hver prosess. Det ble også gjennomført telefonsamtaler og mailkorrespondanse for å gi totalentreprenøren ytterligere informasjon om problemstillingen. De sju utarbeidede estimatene vil per tid være de eneste estimatene tilgjengelig for denne problemstillingen.

5.2.4 Minimere de årlige drift- og vedlikeholdskostnadene

Dette kriteriet er plassert under den økonomiske bærekraftsdimensjonen i målhierarkiet i Figur 21. En bærekraftig ressursbruk vil bety å utnytte tilgjengelige ressurser best mulig, og det er dette som utgjør bakgrunnen for delmålet «minimere den økonomiske påvirkningen på vannverket».

Kostnadseffektivisering vil i det korte perspektivet i hovedsak rettes mot administrasjons-, drifts- og vedlikeholdskostnader (bedreVANN, 2019). Kostandene for vannproduksjon til den kommunale forsyningen avhenger av råvannskvaliteten, størrelsen og type vannbehandlingsprosesser i anleggene. I tillegg er energikostnadene signifikante kostnadsdrivere for driftskostnadene. For å nå delmålet om å «minimere den økonomiske påvirkningen for vannverket» er det etablert følgende evalueringskriterium:

- *Minimere de årlige drift- og vedlikeholdskostnadene*

Ifølge Jones et al. (2019), kan drift- & vedlikeholdskostnader (D&V-kostnader) beskrives som kontinuerlige kostnader som er nødvendige for drift av prosessen. Dette inkluderer kostnader tilknyttet energiforbruk, arbeidskraft, reservedeler, vedlikehold av utstyr og kjemikalier for å drifte anlegget. For å måle hvordan de sju prosessene presterte for dette kriteriet er det utarbeidet estimater for D&V-kostnadene. Disse estimatene bygger på de samme forutsetningene og fremgangsmåtene som beskrevet i Kapittel 5.2.3.1.

5.2.5 Minimere klimagassutslipp

Dette kriteriet er plassert under den miljømessige bærekraftsdimensjonen i målhierarkiet i Figur 21. Jo mer klimagasser i atmosfæren, dess mer varme forblir på jorden. I Paris-avtalen ble verdens land enige om at global oppvarming skal holdes under 2 grader sammenlignet med førindustriell tid (Bjartnes et al., 2021). Ifølge Lindholm (2010), bidrar menneskeskapte klimagassutslipp til å øke den globale oppvarmingen, noe som er

ansett som et stort problem for bærekraften i verdenssamfunnet. Global oppvarming betyr at gjennomsnittstemperaturen på jorden øker, noe som kan ha ulike konsekvenser for klimaet. I Tabell 23 presenteres oppdaterte klimatall etter Bjartnes et al. (2021).

Tabell 23: Oppdaterte klimatall fra 2021 (Bjartnes et al., 2021).

Klimaindikator	Utvikling
Den globale gjennomsnittstemperaturen	1.13 grader varmere enn førindustriell tid
CO ₂ i atmosfæren	412 ppm, det høyeste nivået på millioner av år
Havnivå	3.6 mm årlig havnivåstigning
Sjøisutbredelsen i Arktis	- 46 % under normalen fra 1979-1988

De viktigste klimagassene er vanndamp, karbondioksid, metan, lystgass og ozon (SNL, 2019a). De ulike gassenes klimavirkning sammenlignes ved bruk av indeksen oppvarmingspotensial (på engelsk: Global Warming Potential, GWP) (Bjartnes et al., 2021). Denne indeksen beskriver den kombinerte effekten av klimagassens levetid i atmosfæren og dens evne til å absorbere infrarød stråling. GWP benyttes til å regne om utslipp fra ulike klimagasser til en felles enhet; CO₂-ekvivalenter. CO₂ er sammenligningsgrunnlaget for de øvrige gassene, og har derfor en GWP på 1.

Et klimafotavtrykk inkluderer både direkte og indirekte klimagassutslipp. Direkte utslipp skjer innenfor virksomhetens geografiske avgrensning, mens indirekte klimautslipp skjer som følge av innkjøp av varer og tjenester som virksomheten forbruker, selv om selve klimautslippet skjer utenfor virksomheten (Borg et al., 2019). Ved analyse av miljøpåvirkning benyttes ofte følgende hovedkategorier etter GHG (greenhouse gas)-protokollen (Jacobsen et al., 2021; Borg et al., 2019):

- *Scope 1*: Direkte utslipp som kommer fra kilder innenfor virksomhetens grenser, for eksempel forbrenning av drivstoff.
- *Scope 2*: Indirekte utslipp fra produksjon og distribusjon av innkjøpt energi, for eksempel elektrisitet
- *Scope 3*: Indirekte utslipp som forårsakes av virksomhetens aktiviteter og innkjøp, for eksempel varer som forbrukes

Ifølge Statistisk sentralbyrå (2020), var Norges utslipp av klimagasser i 2019 på 50.3 mill. tonn CO₂-ekvivalenter. Dette er 1,2 mill. tonn lavere enn i 1990, med en nedgang på 2.3%. Ifølge bedreVANN (2019), var det samlede klimafotavtrykket til vannbransjen i 2019 beregnet til å være ca. 740 000 tonn CO₂-ekv., noe som utgjør ca. 10% av

kommunesektorens fotavtrykk. I 2016 var det samme fotavtrykket beregnet til 600 000 tonn CO₂ ekv. (Borg et al., 2019). Det vil si en økning på 170 000 tonn CO₂-ekv. på 4 år. Ifølge Borg et al. (2019), har Norge forpliktet seg til å redusere utslipp av klimagasser med 40 % innen 2030. I dette arbeidet må alle bransjer bidra, og det å redusere utslippene fra vannbransjen er viktig for reduksjon av klimagassutslipp i offentlig sektor. Det er et stort potensial for å redusere slike utslipp i vannproduksjonen og det er dette som er bakgrunnen for delmålet «minimere miljøpåvirkningen fra vannverket».

VA-tjenestene skal utføres på en måte som minimerer all negativ påvirkning på miljøet. Prosessene som vurderes i denne oppgaven vil ha forskjellige klimafotavtrykk gjennom sin levetid. For å minimere miljøpåvirkningen fra vannverket, og for å bidra i målet om å redusere klimagassutslippene, benyttes følgende evalueringskriterium:

- *Minimere klimafotavtrykket fra vannverket*

For å vurdere hvordan de ulike prosessene påvirker miljøet er det tatt utgangspunkt i GHG-protokollen for utslipp av klimagasser. Ifølge GHG-protokollen er det kun nødvendig å vurdere *Scope 2* og *Scope 3* og dermed indirekte utslipp i denne problemstillingen. Ingen av prosessene har direkte utslipp (*Scope 1*) tilknyttet drift.

Andre klimaindikatorer, som f.eks. reduksjon av *økosystemets kvalitet* gjennom økt forsuring, eutrofiering og toksisitet i vann og jord, er ikke vurdert i denne oppgaven. Utslipp av kjemikalier til resipient kan også redusere økosystemets kvalitet, men dette er det tatt hensyn til i kostnadsestimatene, der prosesser som benytter kjemikalier må nøytralisere pH før utslipp til bekk.

Det finnes flere metoder for å beregne klimafotavtrykk til et produkt. Livsløpsanalyser (LCA) er vanlig å gjennomføre hvis det er ønskelig å kvantifisere, identifisere og vurdere miljøpåvirkning gjennom hele livssyklusen, og er ofte brukt for å analysere direkte og indirekte miljøpåvirkninger for spesifikke vannbehandlingsteknologier (Xue et al., 2015). LCA utgjør også fundamentet i «miljødeklarasjoner» (på engelsk: Environmental declaration product, EPD) som er et kortfattet dokument som beskriver miljøpåvirkningen til et produkt eller en tjeneste (Enander et al., 2014). I denne masteroppgaven vil det bli for omfattende å gjennomføre LCA av alle sju prosesser, da disse analysene krever store mengder data og ofte tar lang tid å gjennomføre. Siden

leverandørene av pilotene ikke er forpliktet til å bidra i denne oppgaven er det vanskelig å få tak i nødvendig informasjon for å gjennomføre slike analyser.

Metode for beregning av fremtidige klimagassutslipp for vannverket ved implementering av forskjellige vannbehandlingsprosesser er beskrevet nedenfor. Det skilles mellom utslipp i bruksfase og utslipp i konstruksjonsfase. Resultatet av klimagassberegningene skal gi det totale utslippet, i kg CO₂-ekvivalenter, for vannverket gjennom 20 års drift. Det er forutsatt en forventet levetid på anlegget til 20 år, se Vedlegg D.

5.2.5.1 Beregning av CO₂-ekvivalenter i bruksfase

Klimagassutslipp i bruksfase er beregnet ved hjelp av en Excel-kalkulator fra Norsk Vann (Borg et al., 2019). I beregningene inngår utslipp fra vannbehandling, noe som inkluderer bruk av kjemikalier, transport av masser og energi for drift av anlegget. Verktøyet inkluderer derimot ikke klimagassutslipp for bygg og tekniske komponenter. Verktøyet gir et resultat som oppgis i kg CO₂-ekv./år.

Excel-kalkulator fra Norsk Vann benytter aktivitetsdata i kombinasjon med utslippsfaktor for å beregne utslipp, se ligning 3.0. Aktivitetsdata brukes i denne sammenhengen for å beregnes utslipp i de tilfellene hvor fysiske målinger av utslipp ikke er gjennomført (Jacobsen et al., 2021). Prosessenes aktivitetsdata i forbruk av kjemikalier, energi og filtermasser per år er basert på informasjon fra leverandører. Det ble oversendt et Word-ark til leverandører for utfylling som inkluderte slike estimater for fullskala anlegg, se Vedlegg E. Disse estimatene fra leverandørene er ikke bindende.

$$Utslipp = \sum \text{Aktivitetsdata} \times \text{Utslippsfaktor} \quad (3.0)$$

Resultater fra Norsk Vann verktøyet oppgis i antall kg CO₂-ekvivalenter/år. Resultatene multipliseres derfor med 20 år for gi det totale utslippet, i kg CO₂-ekvivalenter, gjennom anleggets forventede levetid.

5.2.5.2 Beregning av CO₂-ekvivalenter i konstruksjonsfase

For å beregne klimagassutslipp tilknyttet produksjon og installasjon av prosessene var det planlagt å benytte «miljødeklarasjoner» (EPD) for de forskjellige prosessene. Dette var det derimot vanskelig å få tak i fra leverandørene. Beregning av utslipp fra konstruksjonsfasen baseres derfor på utslipp tilknyttet byggetekniske arbeider. Ligning

3.0 benyttes for å kombinere antall m³ betong (aktivitetsdata), som går med til byggingen av nytt VBA, med utslippsfaktor for én spesifikk betongtype. Utslippene fra konstruksjonsfasen legges til klimaregnskapet.

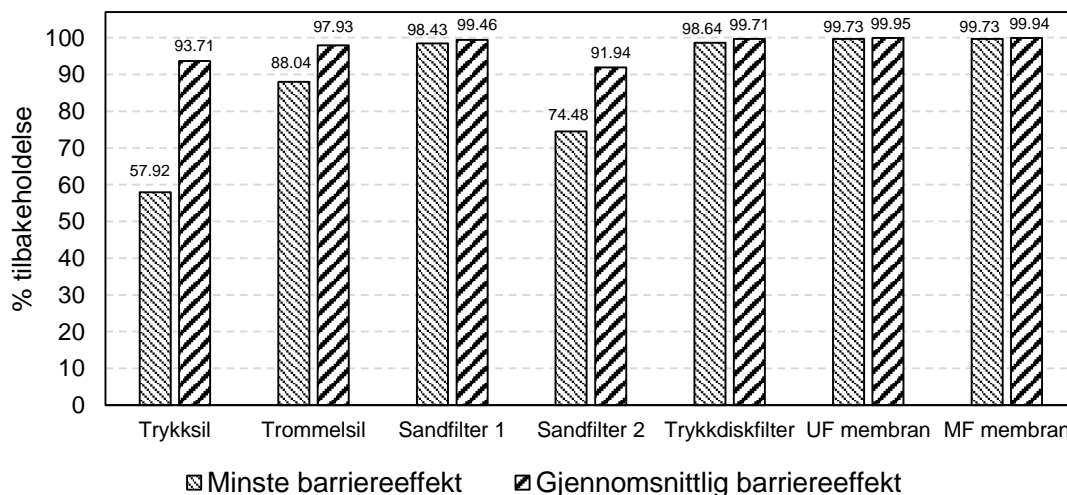
5.3 Bestemmelse av verdier per evalueringskriterium og alternativ

I dette kapittelet bestemmes kriterieverdier for hver prosess basert på hvordan de presterer for hvert kriterium.

5.3.1 Maksimere renselytelsen med hensyn til virvelløse dyr

Formålet med pilot-testingen er beskrevet slik: «Testing av ulike løsninger for fjerning av hoppekreps for å finne best egnede type løsning for fremtidig utbygging i fullskala.». Dette prosjektmandatet utgjør også bakgrunnen for forskningsspørsmålet: *Hvordan presterte de ulike pilotene gjennom pilotperioden?*

Resultater fra pilot-testingen er vist i Figur 26. Beskrivelse av test-protokoll for innsamling av prøveresultater er vist i Vedlegg M. Resultatene viser at alle piloter har en jevnt god driftsstabilitet, der alle prosesser har et gjennomsnitt på over 90% tilbakeholdelse gjennom pilotperioden. Slike resultater hevdes å dokumentere en effektiv og reliabel tilbakeholdelse av virvelløse dyr (Wu & Chen, 2018).



Figur 26: Resultater fra pilot-testingen oppgitt i % tilbakeholdelse

Trykksilen hadde en ustabil barriereeffekt på våren fordi silen gikk tett. Det er under denne perioden at barriereeffekten ved en prøvedato ender på 57.92%. For å håndtere filterkaken som bygget seg opp endret trykksilen rengjøringsprosedyre. I tillegg til vanlig

tilbakespyling ble det også utført manuelle syrevasker. Trykksilen var ikke i drift ved prøvedato i juni 2020 på grunn av endret rengjøringsprosedyre, samt at det mangler én prøve ved en annen prøvedato (derav 26 prøver, og ikke 30). Etter endret rengjøringsprosedyre oppnådde trykksilen 100% barriereeffekt i de tre påfølgende prøvedatoene, før den oppnådde 86.3% ved siste prøverunde i oktober samme år. Gjennomsnittlig barriereeffekt gjennom testperioden var 93.71%.

Trommelsilen opplevde ved én prøve som ble tatt samtidig som spyling at svært mange individer (444ind/50l) kom igjennom på rentvannssiden. Hvis denne prøven ikke fjernes blir den totale barriereeffekten for trommelsilen på minst 44.2%, med en gjennomsnittlig barriereeffekt på 93.54%. Siden denne rentvannsprøven ble tatt under spyling, i tillegg til at det ikke er registrert slike mengder dyr i noen andre prøver, ansees prøven som en tilfeldig feil, og tas derfor ut av vurderingene. Dermed blir den totale barriereeffekten for trommelsilen funnet til å være minst 88.04%, med et gjennomsnitt på 97.93%.

De to sandfiltrene presterte ulikt i pilotperioden. Crittenden (2012, s. 737) hevder to-media-filter er mye mer robust når det kommer til renseeffekt sammenlignet med en-media-filter. Dette bekreftes på mange måter av resultatene fra pilot-testingen. Sandfilter 1 (to-media) hadde en total barriereeffekt på minst 98.43%, med en gjennomsnittlig barriereeffekt på 99.46%. Sandfilter 2 (en-media) oppnådde 99.74% på det beste og 74.48% på det laveste, med en gjennomsnittlig barriereeffekt på 91.94%.

Sandfilter 1 viste gjennomgående mer stabil og bedre barriereeffekt enn sandfilter 2. Resultatene fra sandfilterpilotene er gode hvis de sammenlignes med barriereeffekter fra litteraturen. Et sandfilter med sandstørrelse på 0.8-1.2 mm oppnådde for eksempel en total barriereeffekt på minst 75.0%, med et årlig gjennomsnitt på 91.1% (Wu & Chen, 2018). Et annet sandfilter, med samme sandstørrelse som nevnt over, oppnådde en gjennomsnittlig barriereeffekt på 66.2% (Wu et al., 2021).

Trykkskivefilteret oppnådde en gjennomsnittlig barriereeffekt på 99.71%. Halvparten av prøvene ga 100% barriereeffekt, mens de øvrige varierer mellom 98.64% og 99.89%. De to membranene presterte svært godt. Den totale barriereeffekten for UF-membranen og MF-membranen var på minst 99.73%, med en gjennomsnittlig barriereeffekt på henholdsvis 99.95% og 99.94%. Det ble påvist invertebrater i de tre første prøvetakningene, der de etterfølgende prøvetakningene viste 100% barriereeffekt.

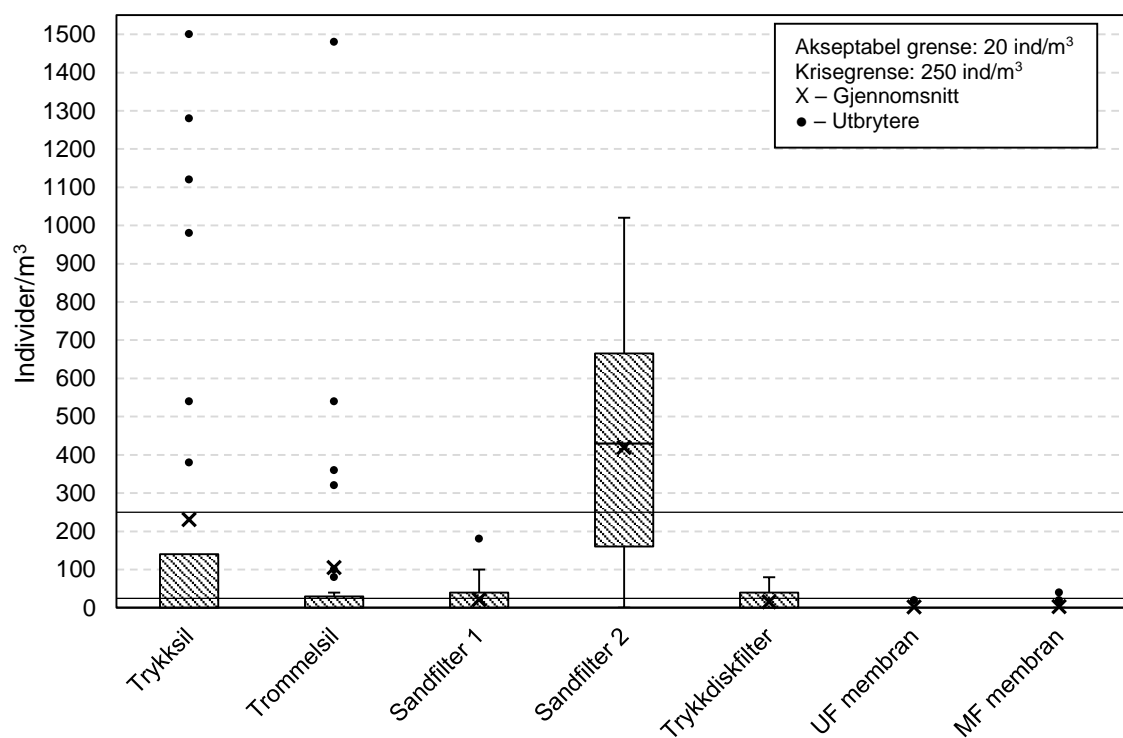
Gjennomsnittlig barriereeffekt i % beskriver tilbakeholdelsen av virvelløse dyr gjennom pilot-perioden, men sier derimot lite om hvordan dette påvirker kvaliteten på drikkevannet som går ut fra Benna VBA. Grenseverdier, referanseverdier og orienteringsverdier fra litteraturen for slike dyr i drikkevann er alle oppgitt i *antall individer per kubikk*. Resultatene fra pilot-testingen beregnes derfor om til antall ind/m³ på rentvannssiden, slik at det er mulig å sammenligne resultatene fra pilot-testingen med verdiene i litteraturen, se Tabell 24. Dette gjøres ved å omregne antall/50L til antall/m³. Et utbryterboksplokk illustrerer resultatet av pilot-testingen, se Figur 27. For denne problemstillingen ble akseptabel grense og krigsgrense for slike dyr i drikkevannet som går ut fra Benna VBA satt til henholdsvis 20 ind/m³ og 250 ind/m³, se Kapittel 5.2.1.1.

Resultatene fra pilot-testingen viser at gjennomsnittet av antall dyr som kom gjennom på rentvannssiden varierte stort mellom de ulike pilotene. Gjennomsnittet for antall dyr som kom forbi piloten som presterte best, UF-membranen, var på 2 ind/m³, mens piloten som presterte dårligst slapp igjennom i gjennomsnitt 418.7 ind/m³, se Tabell 24. For sammenligning tilsvarer dette at det slippes ut henholdsvis 2 og 335 individer på ledningsnettet per sekund ved full reservevannforsyning fra Benna (800l/s).

Tabell 24: Sammendrag av resultatene fra pilot-testingen (oppgitt i individer/m³)

Prosess	Antall prøver	Gjennomsnitt ± st.avvik	Variasjonsbredde		Median	10-90 persentil
			Min	Maks		
Trykksil	26	230.8 ± 454.4	0	1500	0	0-1050
Trommelsil	29	104.8 ± 293.7	0	1480	0	0-328
Sandfilter 1	30	21.3 ± 36.4	0	180	0	0-60
Sandfilter 2	30	418.7 ± 282.4	0	1020	430	74-742
Trykkdiskfilter	30	15.3 ± 26.1	0	80	0	0-60
UF membran	30	2.0 ± 6.1	0	20	0	0-2
MF membran	30	2.7 ± 8.7	0	40	0	0-2

Figur 27 og Tabell 24 viser at filtratet fra sandfilter 1, trykkdiskfilteret, UF-membranen og MF-membranen stort sett opprettholdt nivåer av invertebrater under anbefalt grense, mens filtratet til trykksilen, trommelsilen og sandfilter 2 for det meste var over den anbefalte grensen. 90-persentilen av rentvannsprøvene til hver prosess viser at trykksilen, trommelsilen og sandfilter 2 havner over krigsgrensen, mens de fire andre pilotene havner under krigsgrensen. Det er kun MF-membranen og UF-membranen som har en 90-persentil under den akseptable grensen.



Figur 27: Sammenligning av tettheten av virvelløse dyr i rentvannprøver fra forskjellige prosesser.

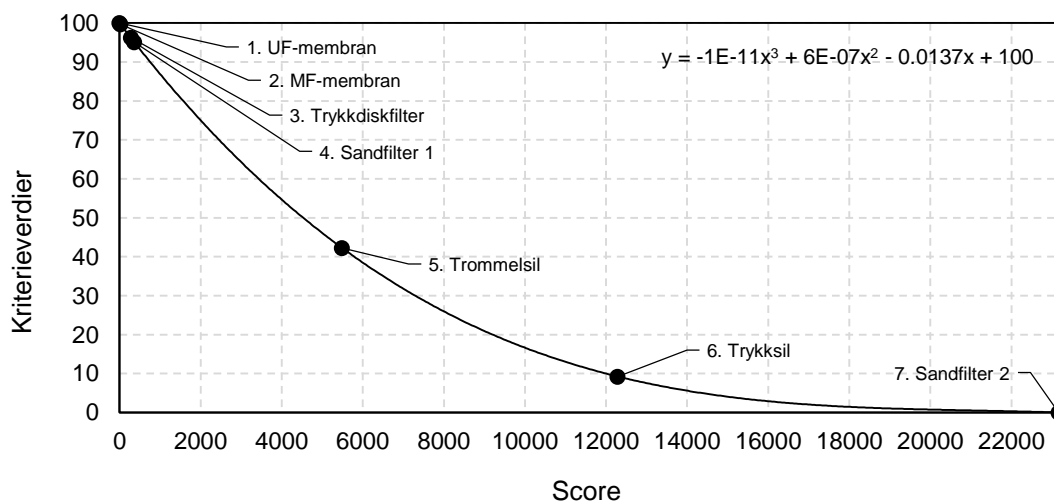
Trykksilen, trommelsilen og sandfilter 2 registrerer de høyeste verdiene med over 1000 ind/m³ i henholdsvis 3, 1 og 1 prøve(r). Av 252 rentvannprøver som går ut på ledningsnett i Tyskland var medianen av prøvene på 1500 individer/m³ (DVGW, 2018). Alle rentvannprøver fra pilot-testingen viser verdier under eller lik denne verdien. Den eneste prøven som ville oversteget referanseverdiene fra Tyskland var den ene prøven fra trommelsilen som ble fjernet fra vurderingen. Omgjort til ind/m³ ville denne prøven tilsvart 8880 ind/m³ på rentvannssiden. Til sammenligning var gjennomsnittet i råvannsprøvene for denne prøvedatoen på under 8000 individer/m³.

Formålet i prosjektmandatet og funksjonsbeskrivelsen i konkurransegrunnlaget for pilot-testingen ved Benna sier at prosessene skal vurderes etter hvor godt de fjerner hoppekreps (les: virvelløse dyr) fra drikkevannet. Utslipp av virvelløse dyr til distribusjonssystemet skal være så lavt som teknologisk og økonomisk mulig, og begrenset til et minimum (DVGW, 2018; Wolmarans et al., 2005). Selv om alle prosessene oppnår høye barriereeffekter med hensyn til virvelløse dyr er det UF- og MF-membranen som kommer best ut, tett etterfulgt av trykdiskfilteret og sandfilter 1. UF-membranen er den eneste prosessen som har ingen prøver over den akseptable grensen som er satt til 20 ind/m³.

For å beregne kriterieverdier for hver prosess, og for å skille prosessene fra hverandre, benyttes scoringsmetoden presentert i kapittel 5.2.1.2. Figur 27 illustrerer *akseptabel grense* på 20 ind/m³ og *krisegrensen* på 250 ind/m³. Disse grensene benyttes til å beregne scoren for hver prosess. Eksakt score for hver prosess for er vist i Vedlegg I. Beregningene viser også her at det er et klart skille i score mellom de fire prosessene som presterte best og de tre prosessene som presterte dårligst.

5.3.1.1 Valg av verdifunksjon

Selv om litteraturen hevder at virvelløse dyr ikke utgjør noe helsemessig problem for mennesker, er det uklart hvilken påvirkning de har på den biologiske stabiliteten på drikkevann. Det er også uklart hvor store mengder av slike dyr som må tilføres ledningsnettets før det risikerer å bli lukt- og smaksproblemer på drikkevannet. De forbrukere som gjør funn av virvelløse dyr i drikkevannet eller i inntaksilen synes dette er en ubehagelig opplevelse som kan svekke forbrukernes tillitt til kvaliteten på drikkevannet. Valgt verdifunksjon for dette kriteriet vektlegger derfor de beste scorene mer enn de lavere scorene, se Figur 28. Dette fordi det er antatt at risikoen for overnevnte problemer reduseres jo mindre biomasse som slippes ut på ledningsnettets. De fire beste scorene oppnår tilnærmet like kriterieverdier, mens det er en større spredning blant de laveste scorene. UF-membranen får verdien 100, mens sandfilter 2 scorer lavest og får verdien 0. Eksakte kriterieverdier for hver prosess er vist i Vedlegg I.

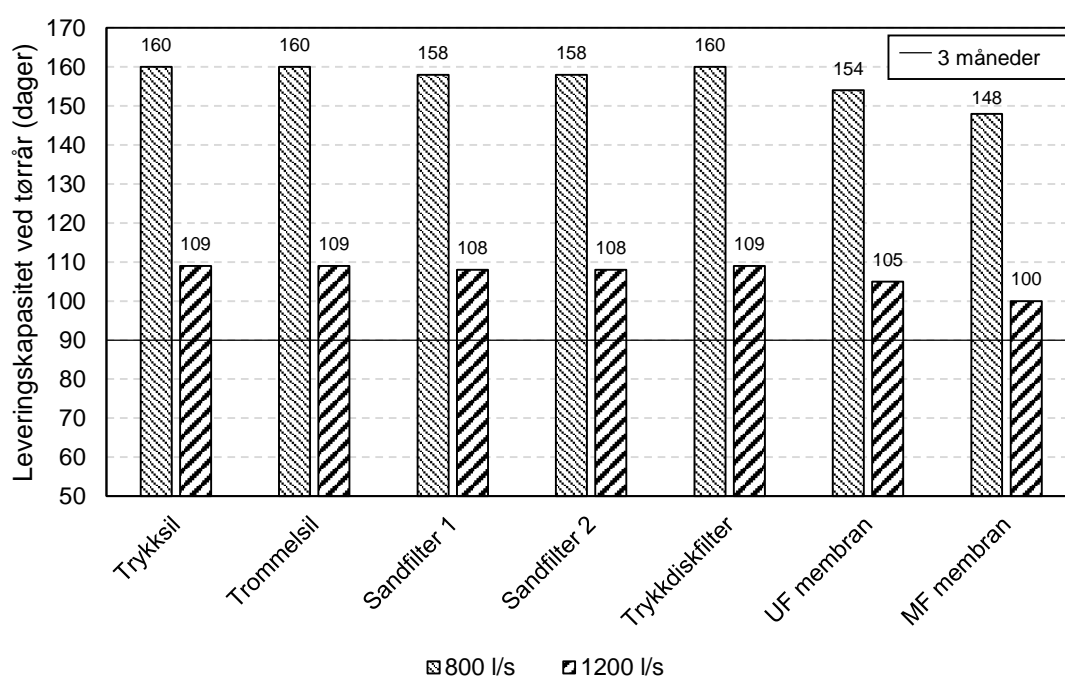


Figur 28: Valgt verdifunksjon for kriteriet maksimere renseytelsen med hensyn til virvelløse dyr.

5.3.2 Maksimere leveringskapasiteten

Ifølge Mattilsynet (2020), er det ikke mulig å sette en standardtid for hvor lenge den alternative drikkevannsforsyningen må kunne vare ved behov for alternativ forsyning. Mattilsynet hevder at «Dette er avhengig av episoden, og hva som faktisk har gått galt». Noe av grunnen til at det ikke er mulig å sette en standard tid er at hvert vannverk er unikt. Eksempelvis kan en grunnvannskilde i løsmasser bli ødelagt i mange år ved utslipp av petroleumsprodukter i nedslagsfeltet. Vannverkets farekartlegging (*Drikkevannsforskriften* § 6) utgjør utgangspunktet for å kunne vurdere hva som kreves for å opprettholde leveringssikkerheten til enhver tid. Kravet er uansett at vannforsyningssystemene i Norge skal levere nok og trygt drikkevann 365 dager i året.

Ifølge bedreVANN (2019), er det et krav at alle innbyggere som får vann fra vannverk som forsyner over 1000 innbyggere, har gode alternative forsyningsmuligheter som kan levere hygienisk betryggende drikkevann i inntil 3 måneder. Dette for å oppnå karakteren «god» for vannverkets alternative forsyning. Kravet til reservevannsforsyning fra Benna settes derfor til 3 måneder. Dette fordi det skal være tid nok til å utføre arbeid ved vannforsyningen fra Jonsvatnet hvis noe uforutsett skulle skje eller at forsyningen derfra settes ut av drift. Resultater fra magasin Routingen i Excel er vist i Figur 29 og i Vedlegg I.



Figur 29: Grafisk fremstilling av resultatene fra magasin-routingen

Det er marginale forskjeller mellom prosessene når det gjelder antall dager med reservevannsforsyning. Det er også slik at alle prosessene tilfredsstiller kravet om 3 måneder forsyning, også ved kontinuerlig vannforbruk på 1200 l/s. MF-membranen taper mest vann av de sju prosessene, der hele 10% av produsert mengde går til spyling av membranen. Ved full reservevannsforsyning (800 l/s) resulterer dette i ca. 148 dager med forsyning. Til sammenligning kan trykksilen, trommelsilen og trykksilfilteret, som taper 1% av produsert mengde, opprettholde forsyningen i 160 dager.

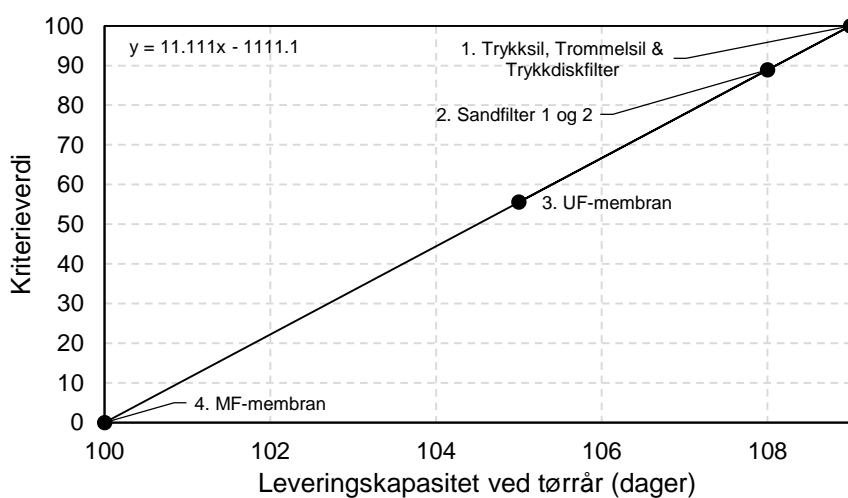
Antall dager med reservevannsforsyning vil nok i et realiteten være høyere enn hva som er resultatet av routing, i og med at vannforbruket er konstant. Det vil for eksempel være døgnvariasjoner i vannforbruk, noe det ikke er tatt hensyn til i modellen. Dette kan derfor regnes som en «worst case scenario». Et uttak på 800 l/s er gjeldende i konsesjonen fra NVE for omdisponering av vannressursene i Benna. Det må derfor søkes på nytt for et eventuelt uttak av 1200 l/s. For denne beslutningen benyttes 1200 l/s som uttaksreferanse siden dette er det prognoserte vannforbruket i regionen i fremtiden, men 800 l/s vil gi samme beslutningsresultat.

5.3.2.1 Valg av verdifunksjon

Ekstreme tørrår kan redusere tilsiget til vannkilder, der mindre tilsig vil kunne redusere antall dager med reservevannsforsyning for vannkilder der det er dårlig tilgang på råvann. Ifølge Killingtveit & Alfredsen (2016), vil verken tilsiget eller leveringskapasiteten til Benna bli negativt påvirket av de forventede klimaendringene frem mot 2100. Middeltilsiget vil øke med 5-10 % og leveringskapasiteten vil bli like stor eller noe større enn i dag (0-5%). Sesongfordelingen av tilsiget vil derimot kunne endre seg, med lengre tørkeperioder vår og sommer i enkelte år og en kraftig økning av høst- og vintertilsig, uten at det vil endre leveringskapasiteten til Benna.

Økt vanntap kan redusere antall dager med reservevannsforsyning. Uforutsette lekkasjer eller ledningsbrudd i systemet vil øke vanntapet og dermed også kunne redusere antall dager med reservevannsforsyning. I tillegg er det en sannsynlighet for at varmere temperaturer i fremtiden kan øke konsentrasjonene av virvelløse dyr i Benna, siden slike dyr blir reproduert hyppigere i varmere temperaturer (DWG, 2018). Dette kan resultere i økt belastning på prosessene, og kan resultere i at filtrene tettes hurtigere, noe som krever hyppigere spyling og dermed økt vanntap.

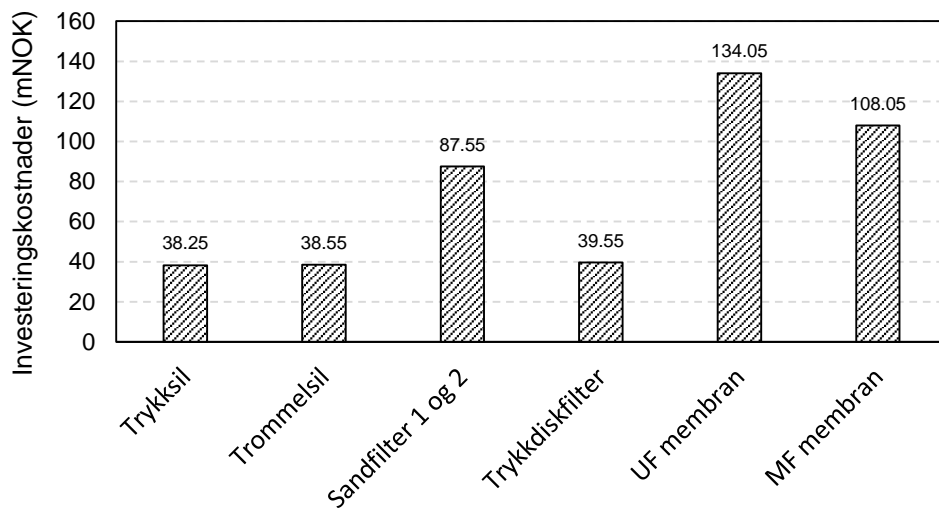
Selv om det skiller relativt få dager (9 dager) mellom de to prosessene som taper mest og minst vann til spyling er konsekvensene av en utilstrekkelig leveringskapasitet fatale fordi befolkningen trenger vann for å overleve. Selv om konsekvensene av en utilstrekkelig leveringskapasitet er store, er sannsynligheten for at vannforsyningen fra både Benna og Jonsvatnet settes ut av drift samtidig, og over lengre perioder, svært liten. Av den grunn benyttes det en nøytral verdifunksjon (rettlinjet funksjon) for dette kriteriet, der de beste verdiene vektlegges like mye som de lavere verdiene, se Figur 30. Fra valgt verdifunksjon er det trommelsilen, trykksilen og trykdiskfilteret som oppnår full score. Eksakte kriterieverdi for hver prosess er vist i Vedlegg I.



Figur 30: Valgt verdifunksjon for kriteriet maksimere leveringskapasiteten for Benna

5.3.3 Minimere investeringskostnader

Figur 31 viser en grafisk oversikt over de estimerte investeringskostnadene tilknyttet et fullskala anlegg for hver prosess. Fra figuren er det tydelig at et fullskala anlegg med trykksiler, trommelsiler og trykdiskfilter er vesentlig billigere enn fullskala anlegg med membranfiltrering og sandfiltrering. De største forskjellene ligger i arealbehovet til prosessene. Prosesser som får plass i eksisterende Benna VBA krever en mindre utbygging enn prosesser som krever nye og større bygningsmasser. Se Vedlegg G for utfyllende kostnadskalkyler for hver prosess, vurderinger for estimatene, flytskjemaer for fullskala anlegg og tilhørende funksjonsbeskrivelser. Forutsetninger for estimatene er beskrevet i Vedlegg D.

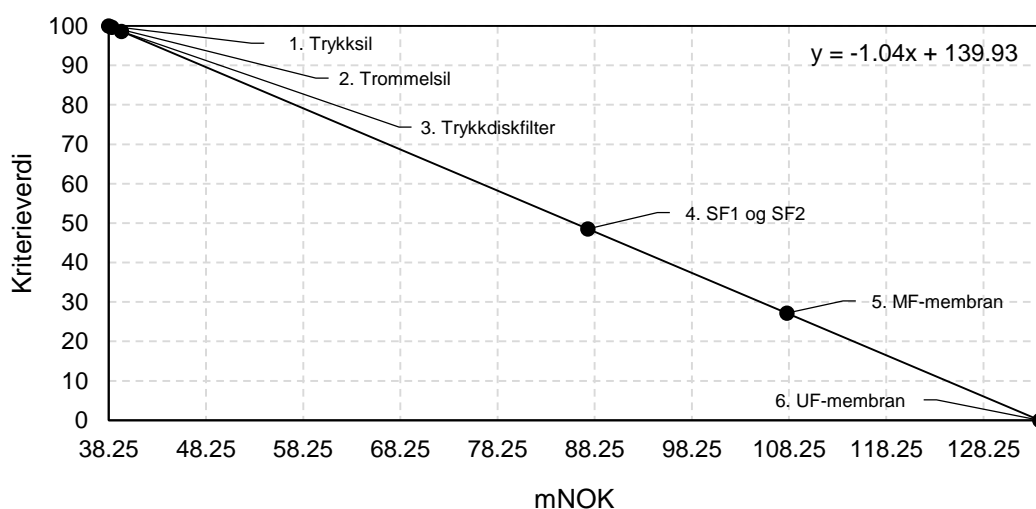


Figur 31: Estimerte investeringskostnader for fullskala anlegg

5.3.3.1 Valg av verdifunksjon

For kriteriet «*minimere investeringskostnader*» er det valgt en lineær verdifunksjon for å fremskaffe kriterieverdiene til de sju prosessene, se Figur 32. Det vil si at de billigste alternativene vektlegges like mye som de dyreste alternativene, der kriterieverdiene blir jevnt dårligere jo dyrere alternativene er. Ifølge Olson (1996), kan formel 4.0 benyttes til å konvertere kostnadene fra prosjekt j til en skala fra 0-100 i SMART. Formelen gir samme resultat som den grafiske tilnærmingen. Fra valgt verdifunksjon er det Trykksilen som får høyeste kriterieverdi, mens UF-membranen får verdien 0. Eksakte kriterieverdier og sammendrag av kostnadskalkylene for hver prosess er vist i Vedlegg I.

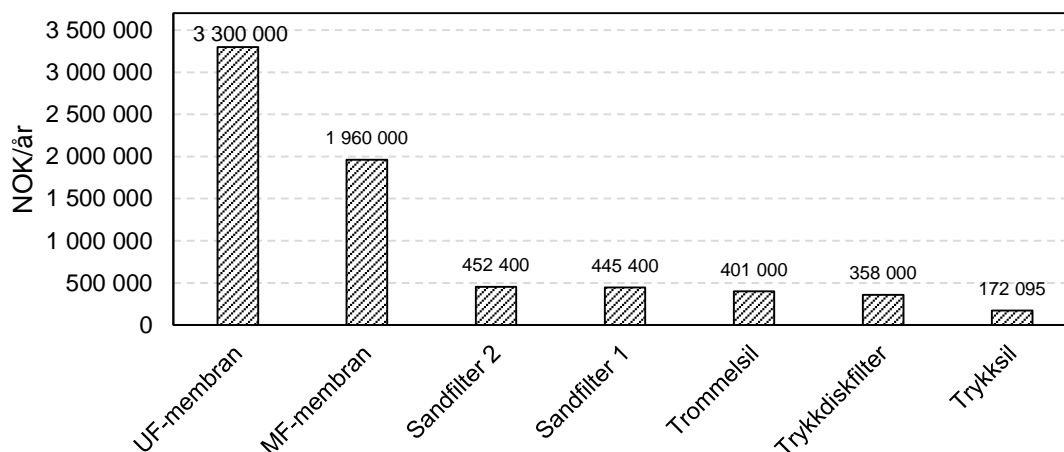
$$Kriterieverdi_{j,kostnader} = \frac{100 \cdot (\text{Max kostnader} - \text{Kostnader}_j)}{(\text{Max kostnader} - \text{Min kostnader})} \quad (4.0)$$



Figur 32: Valgt verdifunksjon for kriteriet minimere investeringskostnader

5.3.4 Minimere de årlige drift- og vedlikeholdskostnadene

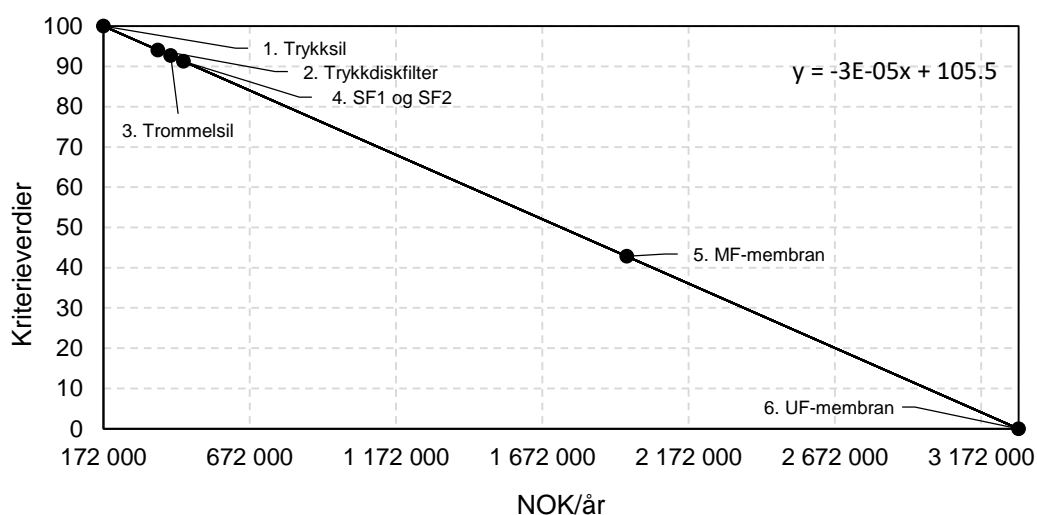
Figur 33 viser en grafisk oversikt over estimerte D&V-kostnader per år tilknyttet et fullskala anlegg for hver prosess. Figuren viser at et fullskala anlegg med membranfiltrering er vesentlig dyrere i drift enn de resterende prosessene. Estimaten viser at UF-membranen (0.02 μm) er dyrere i drift enn MF-membranen (0.1 μm), noe som stemmer overens med det som fremkommer i litteraturen, der Ødegaard (2014, s. 198) hevder at kostandene (kr/ m^3 behandlet vann) øker med synkende porestørrelse. Utskiftning av slitedeler, som for eksempel membraner, inngår i estimatene. Det samme gjør kostnader tilknyttet driftspersonell, som er basert på hvor komplekse prosessene er å drifte. Eksempelvis er det oppgitt at UF-membranen behøver én person i fulltidsjobb for vanlig drift. Se Vedlegg G for utfyllende kostnadskalkyler og vurderinger for estimatene.



Figur 33: Estimerte D & V – kostnader/år for fullskala anlegg.

5.3.4.1 Valg av verdifunksjon

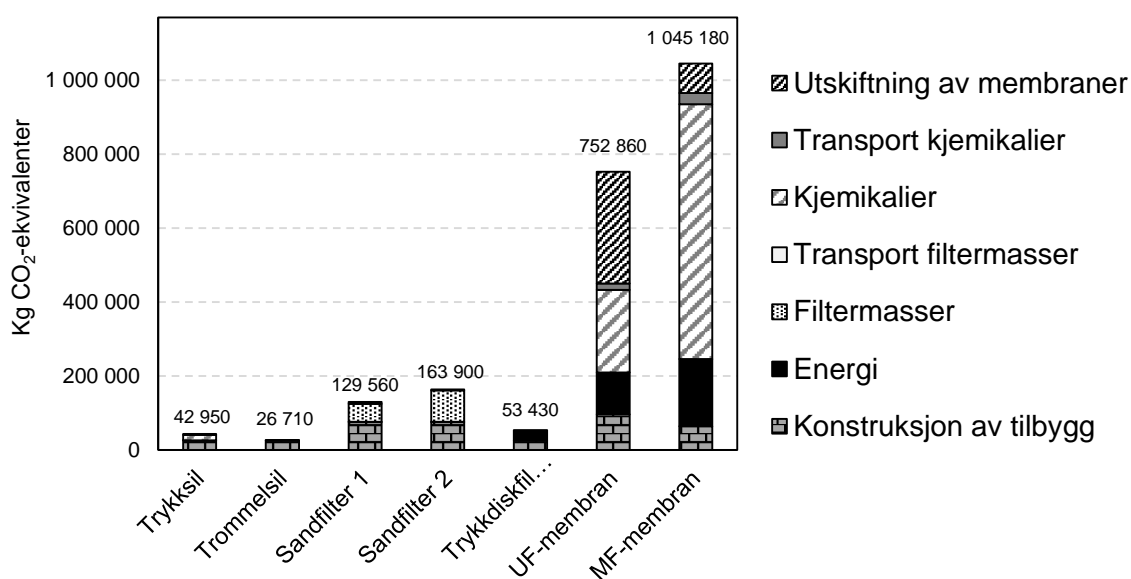
Det er valgt en lineær verdifunksjon for å fremskaffe kriterieverdiene til de sju prosessene for kriteriet «*minimere D & V – kostnader*», se Figur 34. Det vil si at de billigste alternativene vektlegges like mye som de dyreste alternativene, der kriterieverdiene blir jevnt dårligere jo dyrere alternativene er. For lesbarhetens skyld er sandfilter 1 og sandfilter 2 plassert i samme punkt i figuren under. Forskjellen i kostnader mellom alternativene er derimot tatt hensyn til ved beregning av kriterieverdier, og i de videre vurderingene. Fra valgt verdifunksjon er det trykksilen som får høyeste kriterieverdi, mens UF-membranen får verdien 0. Eksakte kriterieverdier for hver prosess er vist i Vedlegg I.



Figur 34: Valgt verdifunksjon for kriteriet minimere D & V – kostnader

5.3.5 Minimere klimagassutslipp

Figur 35 viser det totale utslippet, i kg CO₂-ekvivalenter, over 20 år for de ulike vannbehandlingsprosessene. Fra figuren er det tydelig at MF-membranen har høyest klimagassutslipp med ca. 1 000 000 kg CO₂-ekv., mens trommelsilen har minst utslipp med rundt 27 000 kg CO₂-ekv. For systemgrenser, antagelser og brukte verdier for miljøanalysen, se Vedlegg H. Begrensninger med denne miljøanalysen er at det ikke er medregnet utslipp tilknyttet produksjon og installasjon av maskintekniske deler (les: prosessene). Det er ikke mottatt underlag for å kunne beregne slike utslipp for alle prosesser.



Figur 35: Totalt klimagassutslipp over 20 år, i kg CO₂-ekvivalenter, for fullskala anlegg.

De totale utslippene i Figur 35 inkluderer utslipp tilknyttet konstruksjon av nye bygningsmasser. Det er et fullskala anlegg med UF-membraner som har størst påvirkning på miljøet siden det er denne prosessen som krever størst areal (700m²). Fullskala anlegg med trykksiler, trommelsil og trykkdiskfilter har likt utslipp i konstruksjonsfasen siden det er forutsatt at alle disse får plass i eksisterende Benna VBA (se Vedlegg G), noe som gir en langt mindre utbygging sammenlignet med de andre prosessene. Eksakte utslipp tilknyttet bygging av tilbygg for hver prosess er vist i Vedlegg I.

Klimagassutslipp fra vannbehandlingen, i kg CO₂-ekvivalenter per år er for hver prosess beregnet ved hjelp av en Excel-kalkulator fra Norsk Vann (Borg et al., 2019). Eksakte utslipp tilknyttet produksjonen av drikkevann for hver prosess er vist i Vedlegg I. Det er trommelsilen som har lavest utslipp per år fra vannbehandlingen med kun 36 kg CO₂-ekv./år. Dette utslippet er kun tilknyttet forbruk av energi. Trykkdiskfilteret har også utslipp kun tilknyttet forbruk av energi, men trykkdiskfilteret krever mer energi for effektiv tilbakespyling (min. 5 bar trykk) sammenlignet med trommelsilen og har derfor høyere energiforbruk. Trykksilen bruker minst energi ved produksjon av drikkevann, men benytter kjemikalier til rengjøring og har derfor høyere utslipp enn trommelsilen.

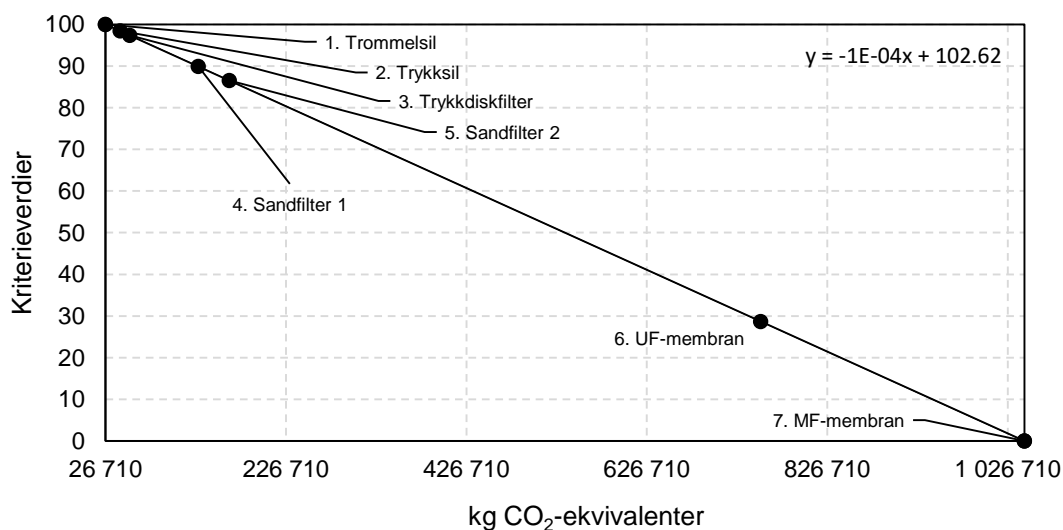
Sandfilter 1 og sandfilter 2 har tilnærmet likt utslipp for produksjon av drikkevann, men litt høyere utslipp enn trommelsilen, trykksilen og trykkdiskfilteret. Utslippet er i hovedsak tilknyttet utskiftning av filtermasser. Filtermasser slites gjennom årene og må skiftes ut etter en viss periode. Sandfilter 2 har høyere utslipp enn sandfilter 1 siden sandfilter 2 kun består av antrasitt som har høyere utslippsfaktor enn kvartssand. Sandfilter 1 består av både kvartssand og antrasitt.

Det er UF-membranen og MF-membranen som har høyest utslipp per år fra vannbehandlingen, med henholdsvis 17 733 og 45 081 kg CO₂-ekv./år. Hovedforskjellen i utslipp av klimagasser mellom UF-membranen og MF-membranen er tilknyttet forbruk av kjemikalier og type kjemikalier. Siden Norsk Vann klimaregnskap (Borg et al., 2019) kun bruker kjemikalie per mengde virkestoff uten vanninnhold som inputdata kan forskjellene i forbruksmengder bli svært store hvis kjemikalier er oppgitt i ulike konsentrasjoner. Det er for eksempel stor forskjell på utslipp tilknyttet 1 tonn kjemikalie med 100% konsentrasjon, der en fyller inn 1 tonn i regnskapet, og 1 tonn kjemikalie med 10% konsentrasjon, der en fyller inn 0.1 tonn i regnskapet. Det er produksjon av selve

kjemikalie som står for størsteparten av klimafotavtrykket til produktet. I tillegg til utslipp tilknyttet produksjon av drikkevann, er det også medregnet utslipp tilknyttet utskifting av membraner. Gjennom membranleggets forventede levetid på 20 år, er det mulig at det vil være behov for å skifte ut alle eller noen av membranene på grunn av slitasje. Utskifting av membraner i et fullskala MF-membrananlegg gir et estimert utslipp på 79 200 kg CO₂-ekv. over en 20 års periode. I et fullskala UF-membrananlegg vil utskifting av membraner gi et utslipp på 302 400 kg CO₂-ekv. over en 20-årsperiode.

5.3.5.1 Valg av verdifunksjon

Det er valgt en lineær verdifunksjon for å fremskaffe kriterieverdiene til de sju prosessene for kriteriet «*minimere klimagassutslipp*», se Figur 36. Det vil si at de alternativene som slipper ut minst, i kg CO₂-ekvivalenter, vektlegges like mye som de alternativene som slipper ut mest. Kriterieverdiene blir jevnt dårligere, dess høyere utslipp. Fra valgt verdifunksjon er det trommelsilen som oppnår høyeste verdi, mens MF-membranen har størst klimagassutslipp og får 0 i kriterieverdi.



Figur 36: Valgt verdifunksjon for kriteriet minimere klimagassutslipp.

5.4 Definere kriterievekter for interessenter

For denne problemstillingen er de ulike interessentene kategorisert i tre grupper; vannverkseier, forbrukere og eksperter. En beskrivelse av interessentene er vist i Tabell 15. Disse interessentene har gjennomført DSS og vektingen av de 5 evalueringskriteriene med hensikt i å se hvordan ulike preferanser påvirker beslutningen. Dette kapitlet viser hvordan de forskjellige gruppene vekter de fem kriteriene.

Vannverkseier er beslutningstaker ved valg av nytt rensetrinn for Benna VBA. I Tabell 25 vises resultatet av vektingen til vannverkseier som ble modellert i DSS. Årsaken til at det skal implementeres et nytt rensetrinn ved Benna skyldes et ønske om å bli kvitt problemene med virvelløse dyr i drikkevannet. At kriteriet «maksimere renseytelse med hensyn til virvelløse dyr» vektet som det viktigste av de fem kriteriene har nok sammenheng med at det er dette kriteriet som handler om det å fjerne disse dyrene fra drikkevannet.

Tabell 25: Vannverkseiers modellerte kriterievekter. Høyere vekt tilsvarer høyere viktighet.

Kriterium	Vekt
Maksimere leveringskapasitet	0.352
Maksimere renseytelse	0.352
Minimere investeringskostnader	0.075
Minimere D&V-kostnader	0.123
Minimere klimagassutslipp	0.098
Sum	1.000

De definerte vektene i Tabell 25 viser at kriteriene «maksimere leveringskapasitet» og «maksimere renseytelse» er vurdert som klart viktigst av de fem kriteriene, og de er også vurdert som like viktige. I henhold til *Drikkevannsforskriften* har vannverkseier ansvar for å levere nok helsemessig trygt drikkevann, uten lukt, smak og farge, til å dekke det forbrukerne trenger til daglige gjøremål og funksjoner. I tillegg skal behovet for slukkevann dekkes. Selv om det er kjent at virvelløse dyr kan gi lukt og smak på drikkevannet og at formålet med det nye rensetrinnet er å fjerne disse dyrene, ser det ut til at det er like viktig for vannverkseier å levere nok drikkevann til forbrukerne gjennom å «maksimere leveringskapasiteten» til Benna.

Kriteriet «minimere de årlige drift & vedlikeholdskostnadene» er vektet viktigere enn kriteriet «minimere investeringskostnadene». Dette kan ha sammenheng med at det er vannverkseier som står til ansvar for den hverdagslige driften av anlegget. Det er mulig at vannverkseier har vurdert det slik at høyere D&V-kostnader betyr mer avansert drift, noe som stiller høyere krav til driftspersonell og større vedlikeholdsbehov.

Kriteriet «minimere klimagassutslipp» er vektet mindre viktig enn kriteriet «minimere de årlige D&V-kostnadene». Vannverkseier ser muligens på de totale klimagassutslippene som svært lave, og at de er vurdert til å utgjøre svært lite i den store sammenhengen.

Lindholm (2010) hevder for eksempel at VA-infrastruktur i Norge utgjør mindre enn 1 % av samfunnets totale CO₂-utslipp, og at klimagassutslipp ikke bør være utslagsgivende når to VA-alternativer skal vurderes mot hverandre. Kriteriet «*minimere investeringskostnader*» vektes litt mindre enn «*minimere klimagassutslipp*», og mye tyder på at vannverkseier er villig til å betale litt mer for mer miljøvennlige løsninger.

27 forbrukere og 8 eksperter har også vektet de fem kriteriene etter viktighet. En sammenligning av vektene fra de to interessentgruppene er vist i Tabell 26. Tabellen viser at variasjonen til de definerte vektene er mye høyere for forbrukerne sammenlignet med ekspertene. Eksempelvis viser vektene for kriteriet «*maksimere renseytelse*» og «*minimere klimagassutslipp*» en variasjon på over 0.50 mellom de høyeste og laveste vektene. Dette betyr at én forbruker tildeler tre ganger flere vekter til kriteriet enn den laveste vekten gitt av en annen forbruker (Tscheikner-Gratl et al., 2017).

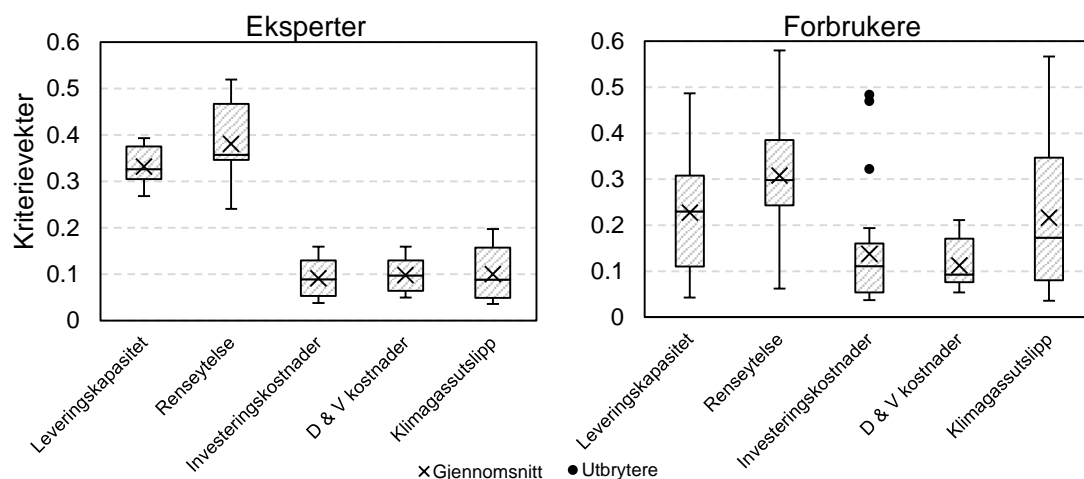
Tabell 26: Sammenligning av de modellerte vektene fra forbrukere og eksperter for de fem kriteriene.

Kriterium	Forbrukere					Eksperter				
	\bar{v}^1	σ^2	Min	Maks	Δ^3	\bar{v}^1	σ^2	Min	Maks	Δ^3
Lev. kapasitet	0.227	0.123	0.043	0.487	0.444	0.332	0.043	0.268	0.393	0.125
Renseytelse	0.308	0.109	0.062	0.580	0.518	0.381	0.089	0.241	0.519	0.278
Inv. kostnader	0.137	0.116	0.037	0.483	0.446	0.091	0.043	0.038	0.159	0.121
D&V-kostnader	0.112	0.051	0.054	0.211	0.157	0.098	0.037	0.050	0.159	0.109
Klimagassutslipp	0.216	0.150	0.036	0.567	0.531	0.100	0.058	0.036	0.197	0.161

Notasjon: ¹ gjennomsnitt; ² standard avvik; ³ variasjonsbredde; min - minimum; maks - maksimum.

Ekspertene virker å være ganske samstemte i prioriteringene sine, der de definerte vektene er innenfor akseptabel variasjon. I likhet med vannverkseier vurderer både forbrukerne og ekspertene kriteriene «*maksimere leveringskapasiteten*» og «*maksimere renseytelsen*» som klart viktigst ved valg av nytt rensetrinn. Selv om det bare skiller 12 dager med reservevannforsyning mellom den prosessen som taper mest og minst vann er det tydelig at interessentene synes det er viktig at Benna kan opprettholde leveringskapasiteten lengst mulig ved behov for reservevannforsyning.

Spredningen i vekter fra gruppen med forbrukere og eksperter er vist i et utbryterboksplokk, se Figur 37. Fra figuren ses at de to gruppene av interessenter vurderer de to økonomiske kriteriene som lite viktige sammenlignet med de andre kriteriene. Noe av grunnen til dette kan være at interessentene ser viktigheten av å få fjernet disse virvelløse dyrene fra drikkevannet, og at de er villige til å betale mer for å bli kvitt problemet.



Figur 37: Spredning av kriterievekter for gruppen eksperter (t.v.) og forbrukere (t.h.).

Både vannverkseier, forbrukerne og ekspertene vektet de økonomiske kriteriene som lite viktige ved valg av nytt rensetrinn. En årsak til dette kan være på grunn av måten VA-tjenester finansieres på. Kommunenes drifts- og investeringsbehov for VA-tjenester finansieres ved årlige gebyrinntekter fra forbrukere, og er regulert i henhold til selvkostprinsippet (Reksten & Becke, 2018). Kostnadene for VA-tjenester fordeles derfor på forbrukere som er tilknyttet vannverket og betales gjennom årlige forbrukeravgifter. Mindre kommuner med flere tettsteder og spredt bebyggelse har en kostbar infrastruktur og også få abonnenter å fordele kostnadene på (bedreVANN, 2019). Vanngbyret øker derfor omvendt proporsjonalt med kommunestørrelsen.

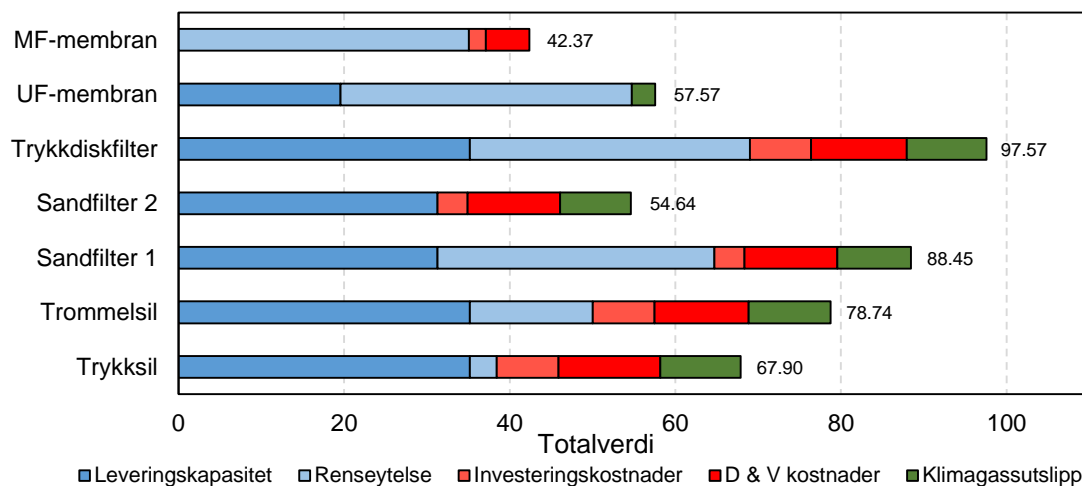
For denne problemstillingen vil gebyrnivået påvirkes minimalt siden kostnadene kan fordeles på svært mange abonnenter (forbrukere fra Trondheim, Melhus og Malvik kommune) og nedbetales over flere år. Denne informasjonen ble oppgitt i DSS siden det ble vurdert som viktig å gi respondenten en forståelse av hvordan denne investeringen vil kunne påvirke privatøkonomien. Det er mulig at denne tilleggsinformasjon gjorde at respondentene flyttet viktigheten til et annet kriterium. Dersom dette hadde vært en investering i en mindre kommune, er det tenkelig at de økonomiske kriteriene ville fått høyere viktighet av respondentene, siden kostnadene ville blitt fordelt på få abonnenter.

5.5 Aggregering av vekter og verdier

I dette kapitlet aggregeres de etablerte kriterieverdiene og definerte kriterievektene til en totalsum for hver prosess ved hjelp av vektet-sum-modellen. I det etterfølgende presenteres resultatene for hver interessentgruppe; vannverkseier, eksperter og forbrukere.

5.5.1 Vannverkseier

Ved hjelp av vektet-sum-modellen, vannverkseiers modellerte kriterievekter og de etablerte kriterieverdiene, er det beregnet en totalverdi for hver prosess, se Figur 38. I figuren er det enkelt å skille alternativene fra hverandre siden ingen totalverdier overlapper hverandre. De kumulerte resultatene viser hvert kriteriums bidrag til totalverdien (stablede stolper), noe som dokumenterer hvorfor et alternativ er mer bærekraftig enn et annet. Figur 38 viser tydelig at trykkdiskfilteret er det mest bærekraftige alternativet gitt beslutningsunderlaget for denne analysen. Trykkdiskfilteret presterer godt på hvert kriterium, noe som kan sees ved å sammenligne lengdene på de fargede stolpene for trykkdiskfilteret med de samme stolpene for andre alternativer.



Figur 38: Beregnede totalverdier for prosessene. Stolpene viser kriterienes bidrag til totalverdien.

En klar fordel med et fullskala anlegg med trykkdiskfilter, og noe av grunnen til at prosessen oppnår høyeste totalverdi blant de sju alternativene, er at løsningen får plass i eksisterende Benna VBA. Dette reduserer både investeringskostnadene og klimagassutslippene tilknyttet etablering av nytt tilbygg. De to sandfiltrene og de to membranene får ikke plass i eksisterende Benna VBA og krever derfor mye større tilbygg, noe som også øker både kostnadene og klimagassutslippene. Trykkdiskfilteret benytter heller ikke kjemikalier og taper bare rundt 1% av produsert vannmengde til rengjøring av filtrene. Trykkdiskfilteret krever 5 bar for effektiv tilbakespyling, men dette er også den eneste energidriveren. I tillegg virker prosessen å være effektiv for fjerning av virvelløse dyr. Trykkdiskfilteret oppnådde for eksempel en gjennomsnittlig barriereeffekt på 99.7% gjennom pilot-perioden, der halvparten av prøvedatoene ga 100% barriereeffekt og øvrige prøver varierte mellom 98.64% og 99.89 %.

Ved å sammenligne lengdene på de fargede stolpene i Figur 38, for de 4 alternativene med høyest totalverdi (trykkdiskfilteret, tandfilter 1, trommelsil og trykksil), viser stolpene at kriteriene «*minimere de årlige D&V-kostnadene*» og «*minimere klimagassutslipp*» er mer eller mindre like lange, noe som betyr at disse kriteriene ikke er utslagsgivende for beslutningen. Det som derimot skiller disse 4 alternativene fra hverandre er kriteriet som er tildelt høyest vekt av vannverkseier, nemlig «*maksimere renseytelse*». Dette kan enkelt sees i Figur 38 ved å sammenligne lengdene på de lyseblå stolpene for de 4 alternativene. Eksempelvis presterer trommelsilen og trykksilen godt på alle kriterier, men når ikke opp til trykkdiskfilteret fordi bidraget fra kriteriet «*maksimere renseytelse*» er for lavt.

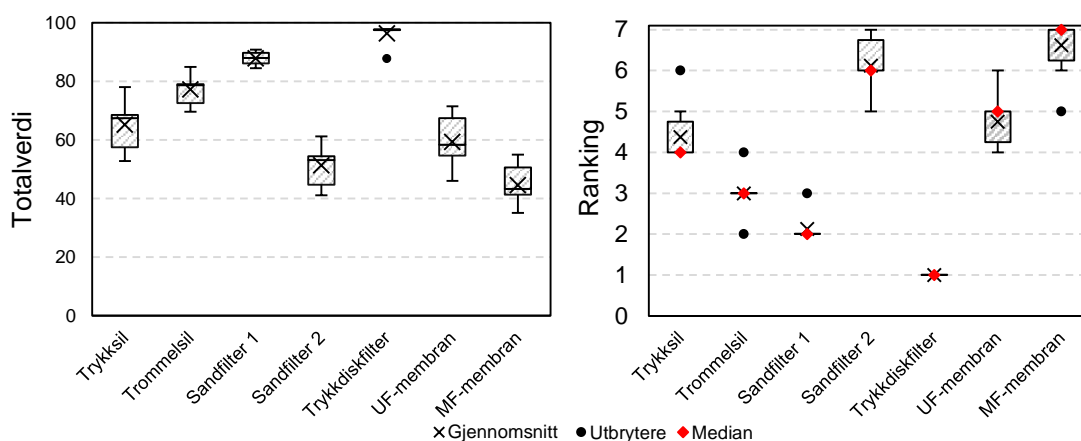
Sandfilter 1 er det alternativet med nest høyest totalverdi. Det som skiller sandfilter 1 og trykkdiskfilteret fra hverandre er i hovedsak bidraget fra kriteriet «*minimere investeringskostnader*». Det skiller ca. 50 mill. NOK å bygge de to anleggene. Hovedårsaken til denne kostnadsforskjellen er at trykkdiskfilteret kan plasseres i eksisterende Benna VBA, mens et fullskala anlegg med sandfiltrering krever nye og større bygningsmasser.

Sandfilter 2 og de to membranene får de laveste totalverdiene ved dette beslutningsunderlaget fordi disse prosessene presterer dårligst på én eller flere av kriteriene. Sandfilter 2 presterer f. eks. dårligst på kriteriet «*maksimere renseytelse*». De to membranene presterer svært godt på kriteriet «*maksimere renseytelse*», men de er både dyre i investering og drift, samt minst miljøvennlig av de sju alternativene. I tillegg taper MF-membranen og UF-membranen henholdsvis 10% og 5% av produsert vannmengde, noe som slår negativt ut på kriteriet «*maksimere leveringskapasiteten*».

En klar fordel med UF og MF-membraner er derimot at de gir ekstra log-kreditter, henholdsvis 2.5b + 2.0v + 2.5p og 2.0b + 1.0v + 2.0p, til vannbehandlingen. Så fremt membranene ikke er skadet utgjør de en sikker barriere (Ødegaard et al., 2014). Dette gjør, uavhengig av hva som blir bestemt som vannkvalitetsnivået til drikkevannskilden Benna (kapittel 5.1), at barrierestatusen til vannverket blir tilfredsstillende. Et membranfiltreringsanlegg vil derfor kunne øke leveringssikkerheten på vannforsyningen, for eksempel ved svikt i ett av desinfeksjonstrinnene, i tillegg til å fjerne virvelløse dyr fra drikkevannet.

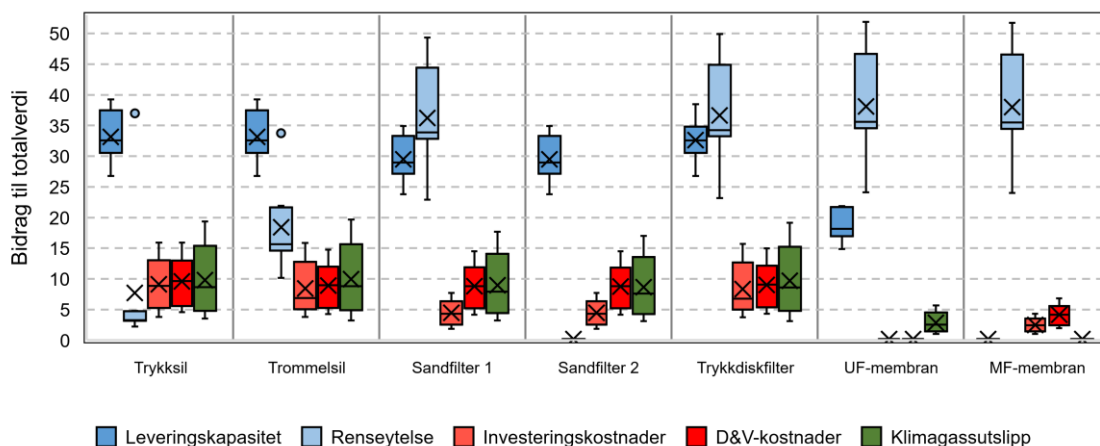
5.5.2 Eksperter

Det er beregnet en totalverdi for hvert alternativ for hver ekspert ved hjelp av vektet sum modellen, de modellerte kriterievektene og de etablerte kriterieverdiene. Spredningen i de beregnede totalverdiene og rangeringen av de ulike alternativene for de 8 ekspertene er vist i utbryterboksplottet i Figur 39. Figuren viser at trykkdiskfilteret har det høyeste gjennomsnittet for totalverdi av prosessene. Medianverdiene i Figur 39, for rangering av prosessene, viser samme rangering som vannverkseier, der trykkdiskfilteret er rangert som det mest bærekraftige alternativet for alle 8 eksperter.



Figur 39: Spredning av beregnet totalverdi (t.v.) og rangering av prosesser (t.h.) for eksperter.

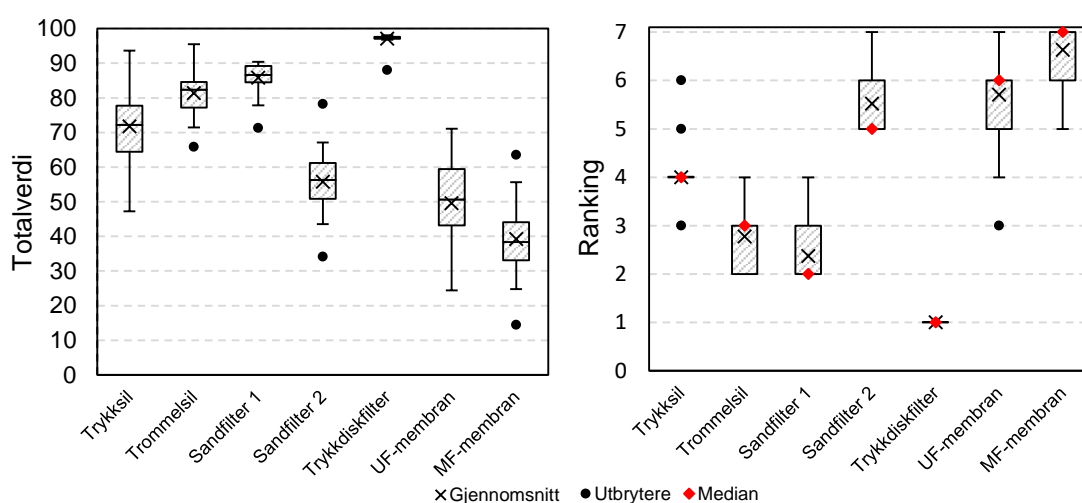
Figur 40 viser spredningen av hvordan de fem kriteriene bidrar til totalverdien for de ulike prosessene. Figuren demonstrerer at de to membranene, samt trykkdiskfilteret og sandfilter 1 får størsteparten av bidraget til totalverdien fra kriteriet «maksimere rensedytelse», mens trykksilen, trommelsilen og sandfilter 2 får størsteparten av bidraget fra «maksimere leveringskapasiteten». Figuren viser også at sandfilter 2 og de to membranene får et bidrag lik 0 på én eller flere av kriteriene.



Figur 40: Kriterienes bidrag til prosessenes totalverdi basert på ekspertenes vekt.

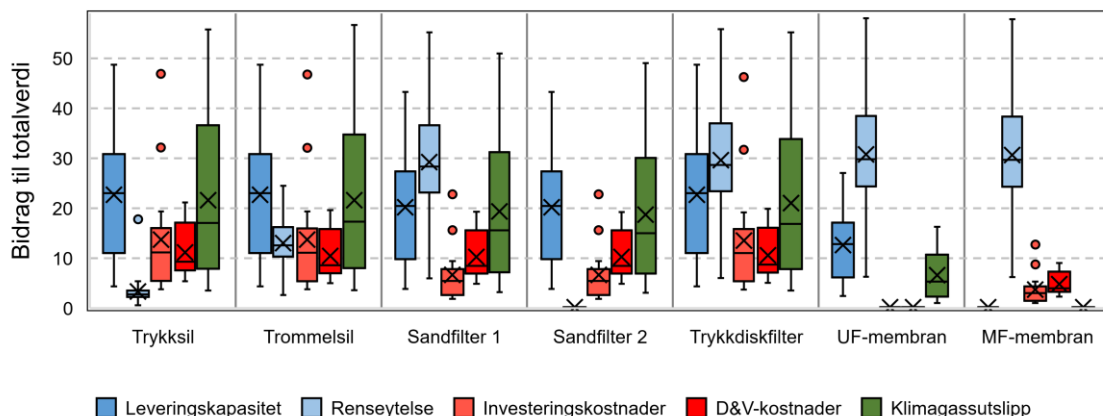
5.5.3 Forbrukere

Det er beregnet en totalverdi for hvert alternativ for hver forbruker ved hjelp av vektet-sum-modellen, de modellerte kriterievektene og de etablerte kriterieverdiene. Spredningen i de beregnede totalverdiene og rangeringen av de ulike alternativene for de 27 forbrukerne er vist i utbryterboksplottet i Figur 41. Figur 41 viser at trykkdiskfilteret er rangert som det mest bærekraftige alternativet for alle 27 forbrukere, noe som harmonerer med resultatet fra både vannverkseier og ekspertene. Variasjonen mellom totalverdiene til noen av prosessene er derimot større for forbrukerne sammenlignet med ekspertene, siden forbrukerne hadde en større variasjon i vektingen.



Figur 41: Spredning av beregnet totalverdi (t.v.) og rangering av prosesser (t.h.) for forbrukere.

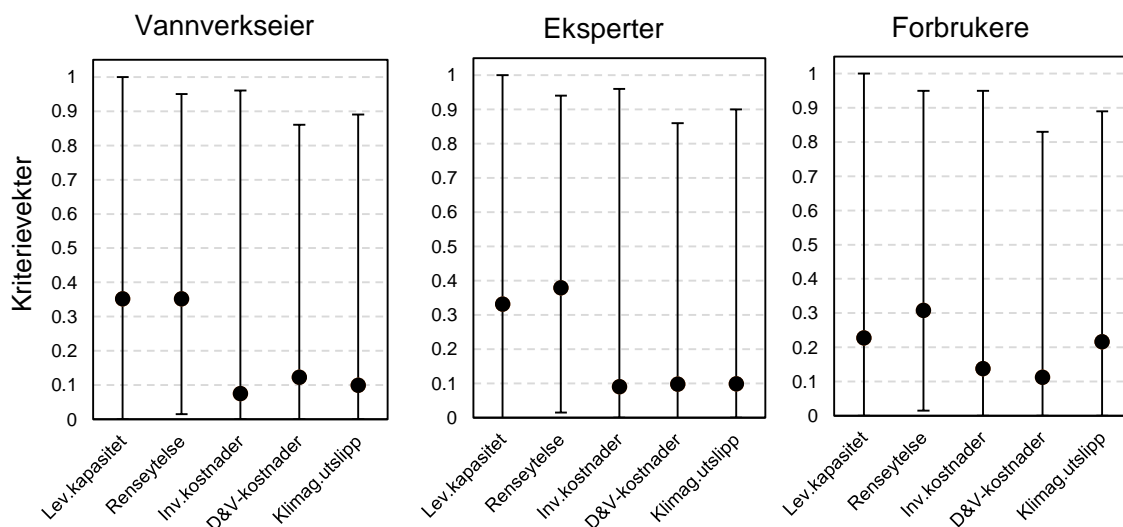
Figur 42 viser spredningen av hvordan de fem kriteriene bidrar til totalverdien for de ulike prosessene. Figuren demonstrerer at variasjonene mellom de fem kriterienes bidrag til totalverdien er større sammenlignet med ekspertene for alle prosesser bortsett fra de to membranene. Dette fordi forbrukerne hadde en større variasjon i vektingen. I likhet med ekspertene viser Figur 42 at de to membranene, samt trykkdiskfilteret og Sandfilter 1 får størsteparten av bidraget til totalverdien fra kriteriet «maksimere renseytelse», mens trykksilen, trommelsilen og sandfilter 2 får størsteparten av bidraget fra «maksimere leveringskapasiteten». Figuren viser også at sandfilter 2 og de to membranene får et bidrag lik 0 på én eller flere av kriteriene. Oppsummert viser resultatene fra alle interessenter at det er trykkdiskfilteret som kommer ut med den høyeste totalverdien av de sju prosessene. Slike funn kan enten bety at det definerte beslutningsunderlaget er styrt mot trykkdiskfilteret eller at trykkdiskfilteret utgjør en robust beslutning som nytt rensetrinn for Benna VBA.



Figur 42: Kriterienes bidrag til prosessenes totalverdi basert på forbrukernes vektning.

5.6 Sensitivitetsanalyse

En sensitivitetsanalyse ble gjennomført for å analysere hvordan forskjellige vekter påvirker beslutningen. Dette ble gjort ved hjelp av WSI (Mareschal, 1988), der en forandrer én vekt, mens alle andre vekter holdes konstant, inntil det høyeste rangerte alternativet fra preferanseranking endres. Figur 43 viser stabilitetsintervallene for de forskjellige kriteriene for vannverkseier, eksperter og forbrukere. Stabilitetsintervallene demonstrerer hvor mye én vekt kan varieres uten at det høyeste rangerte alternativet forandres. Startverdi for vektene er vist med punkt i figuren. Startverdier for gruppen forbrukere og eksperter er basert på gjennomsnittet av vektene fra de henholdsvis 27 og 8 respondentene, se Vedlegg O for eksakte vekter. Endepunktene i intervallene markerer når trykkskfilteret ikke lenger er det alternativet med høyest totalverdi.



Figur 43: Sensitivitetsanalyser med WSI.

Fra figuren kan en observere at alle kriterier er stabile for både vannverkseier, forbrukere og eksperter, og at rankingen kun forandres ved ytterpunktene. Kriteriet «*minimere D&V – kostnader*» er litt mer sensitivt enn de andre kriteriene. Basert på disse resultatene virker trykkskivefilteret å være en robust beslutning. WSI dekker bare en begrenset del av beslutningsrommet, og for å dekke en større del hadde det vært nødvendig å gjennomføre andre typer sensitivitetsanalyser, for eksempel en Monte Carlo Simulering. Dette har det derimot ikke vært tid til å gjennomføre i denne oppgaven.

5.7 Scenarioanalyse

For å teste robustheten av resultatene i hovedscenarioet med hensyn til de brukte antagelsene, kriteriene og verdiene er det gjennomført en scenarioanalyse. For å vurdere effektene av forskjellig beslutningsunderlag ble resultatene fra 6 scenarioer sammenlignet med de opprinnelige resultatene fra hovedscenarioet. For alle scenarioer benyttes vektene fra vannverkseier siden det er denne som er beslutningstaker ved valg av nytt renses-trinn. I tillegg viser de svarte punktene i Figur 43 at de gjennomsnittlige vektene fra ekspertene og forbrukerne er ganske lik vannverkseiers definerte vektorer.

5.7.1 Beskrivelse av scenarioer

En beskrivelse av de ulike scenarioene, S_1 - S_6 , er gitt nedenfor.

5.7.1.1 Scenario S_1 – En teknisk analyse

Resultatene fra en MCDA-metode vil kun være gyldige innenfor rammebetingelsene som er satt for analysen. Ved valg av vannbehandlingsprosesser skilles det vanligvis mellom tre typer systemgrenser for beslutningsanalysen, se Figur 17 (Hamouda et al., 2019). Hovedscenarioet i denne oppgaven er basert på en *systemanalyse*.

Det etableres et scenario S_1 der beslutningen er basert på en *Teknisk analyse* for å se hvordan dette påvirker resultatene. En *Teknisk analyse* handler om tekniske ytelser, for eksempel prosessens påvirkning på vannkvaliteten. Den tekniske analysen har snevrere grenser enn *systemanalysen*, og ifølge Hamouda et al. (2019), er en slik tilnærming, der en kun vurderer tekniske faktorer, noe utdatert i dag.

Kriterier som omfatter tekniske ytelser vil i denne oppgaven omfatte kriteriene «*maksimere renseytelse*» (fjerning av virvelløse dyr) og «*maksimere leveringskapasiteten*» (tap av vann i prosessene). Siden disse kriteriene er vektlagt likt av

vannverkseier i DSS, vektlegges begge lik 0.5 i dette scenarioet. Verdifunksjoner beholdes slik de er i hovedscenarioet. Totalverdien for hver prosess er vist i Figur 44.

5.7.1.2 Scenario S_2 – En teknisk og økonomisk analyse

Ved valg av vannbehandlingsprosesser skilles det vanligvis mellom tre typer systemgrenser for beslutningsanalysen, se Figur 17 (Hamouda et al., 2019). Det etableres et scenario S_2 der beslutningen er basert på en *Teknisk og økonomisk analyse* for å se hvordan dette påvirker resultatene. En *Teknisk og økonomisk analyse* inkluderer i tillegg til den tekniske analysen også økonomiske faktorer.

Kriteriene «maksimere renseytelse», «maksimere leveringskapasiteten», «minimere investeringskostnadene» og «minimere de årlige D&V-kostnadene» inngår i en *teknisk og økonomisk analyse*. I DSS er det oppgitt hvordan vannverkseier vektet de 4 kriteriene mot hverandre, og det er disse parvise vurderingene som benyttes for å beregne nye vekter ved hjelp av AHP. De beregnede vektene er vist i Vedlegg O. Verdifunksjonene beholdes slik de er i hovedscenarioet. Totalverdien for hver prosess er vist i Figur 44.

5.7.1.3 Scenario S_3 – Alternativ håndtering av spylevann

Hver prosess vil tape noe av det produserte drikkevannet til rengjøring. I hovedscenarioet er det tatt utgangspunkt i at spylevannet fra prosessene slippes ut til bekken Loa. Dette vanntapet utgjør bakgrunnen for kriteriet «maksimere leveringskapasiteten», der det er ønskelig med minst mulig vanntap. Det er derimot mulig å overse vanntapet fra prosessene hvis spylevannet føres tilbake til drikkevannskilden Benna. Dette gjøres for eksempel med spylevannet fra silanlegget, og antas vil være mulig ved spylevannet fra Benna VBA. Det etableres derfor et scenario S_3 der kriteriet «maksimere leveringskapasiteten» fjernes fra vurderingen for å se hvordan dette påvirker beslutningen.

Uten kriteriet «maksimere leveringskapasiteten» er det bare 4 kriterier som skal inngå i analysen. I DSS er det oppgitt hvordan vannverkseier vektet de 4 kriteriene mot hverandre, og det er disse parvise vurderingene som benyttes for å beregne nye vekter ved hjelp av AHP. De beregnede vektene er vist i Vedlegg O. Det å føre spylevannet tilbake til kilden vil medføre betydelige kostnader tilknyttet etablering av ledningstrase (og pumper). I tillegg stilles det ofte strengere kvalitetskrav til spylevannet ved utslipp til drikkevannskilder (Bjørklund & Johnsen, 2001). Kostnadsforskjeller mellom prosessene

er vurdert til å være minimale siden alle prosesser vil måtte pumpe spylevannet tilbake til kilden. Se Vedlegg D for mer utfyllende vurderinger. De valgte verdifunksjoner for de 4 kriteriene beholdes derfor som de er i hovedscenarioet. Totalverdien for hver enkelt prosess er vist i Figur 44.

5.7.1.4 Scenario S₄ – Anta lineære verdifunksjoner for alle kriterier

Av de fem kriteriene er det bare kriteriet «maksimere renseytelse» som ikke har en lineær verdifunksjon. I hovedscenarioet vektlegger verdifunksjonen for kriteriet «maksimere renseytelse» de beste scorene mere enn de lavere scorene, se Figur 28. Dette fordi det er antatt at risikoen for problemer tilknyttet virvelløse dyr i drikkevannet reduseres jo mindre biomasse som slippes ut på ledningsnettet.

Det etableres et scenario S₄ som tar for seg antagelsen om at alle kriterier har lineære verdifunksjoner for å se hvordan dette påvirker resultatene. For å beregne en totalverdi for hver prosess benyttes vannverkseiers vektning av de fem kriteriene. Ny lineær verdifunksjon for kriteriet «maksimere renseytelse» og tilknyttede kriterieverdier er vist i Vedlegg O. Totalverdien for hver prosess er vist i Figur 44.

5.7.1.5 Scenario S₅ – Mildere grenseverdier for virvelløse dyr i drikkevann

I hovedscenarioet er grenseverdiene til Adam et al. (1998), for virvelløse dyr som går ut fra VBA, benyttet til å beregne en score for hver prosess. Disse grenseverdiene trenger derimot ikke være de mest bærekraftige grenseverdiene, og kanskje er de for strenge for situasjonen ved Benna. Det etableres derfor et scenario S₅ som benytter den akseptable grensen fra Kina på 50 individer/m³ for å se hvordan dette påvirker resultatene. For å kunne gi en score til hver prosess for kriteriet «maksimere renseytelsen» for dette scenarioet forandres scoringsmetoden fra kapittel 5.2.1.2. Det gis poeng for alle rentvannsprøver tilknyttet en prosess. Poengmetoden blir da som følger:

- Score lik 0 for alle prøver som viser under eller lik 50 ind/m³ (akseptabel grense)
- For prøver som ligger over akseptabel grense (50 ind/m³) blir scoren lik avstanden fra målt verdi og akseptabel grense, Δ .
- Tilslutt summeres alle verdiene til en total score som brukes for å skille metodene.

Ny verdifunksjon for kriteriet «maksimere renseytelse» er vist i Vedlegg O. Totalverdien for hver prosess, som er basert på vektene til vannverkseier er vist i Figur 44.

5.7.1.6 Scenario S₆ – Det er behov for å øke log-kredittene i vannbehandlingen

Selv om mye tyder på at det ikke er behov for å øke log-kredittene i vannbehandlingen ved Benna VBA er det ved nåværende tidspunkt ikke underlag for å konkludere om det nye rensetrinnet bør gi ekstra log-kreditter for å beskytte befolkningen mot sykdom. Det er ennå ikke gjennomført et fullverdig risikobasert prøveprogram for drikkevannskilden Benna, og det kan derfor ikke utelukkes at Benna kan ende på vannkvalitetsnivå Db eller Dc, der dagens barrierestatus ikke vil være tilfredsstillende, se Tabell 18.

Det er vanskelig å ta en bærekraftig beslutning uten å vite om det nye rensetrinnet ved Benna VBA må øke log-kredittene for å oppnå et hygienisk trygt drikkevann siden det er flere av prosessene som ikke gir log-kreditter. Det etableres derfor et scenario S₆ der vannkvalitetsnivået ender på Db eller Dc for å se hvordan dette påvirker beslutningen. Ifølge Ødegaard et al. (2014), gir sandfiltrene og membranene log-kreditter til vannbehandlingen. Trommelsilen, trykksilen og trykkdiskfilteret gir mest sannsynlig ikke log-kreditter og tas derfor ut av vurderingen i dette scenarioet. Tabell 27 viser hvordan de aktuelle prosessene påvirker barrierestatusen i Benna ved ulike vannkvalitetsnivå når MBA av Benna vannverk (Trondheim kommune, 2021) ligger til grunn for vurderingen.

Tabell 27: Barrierestatus for Benna vannverk ved ulike renseprosesser og vannkvalitetsnivå

Kvalitetsnivå	Db	Dc
Nødvendig barrierenivå	6.0 b + 6.0 v + 4.5 p	6.0 b + 6.0 v + 5.0 p
Sum log-reduksjon uten nytt rensetrinn	8.14b + 7.67v + 4.11 p	8.14b + 7.67v + 4.11p
Log-kreditt Sandfilter ^{1*}	0.5b + 0.25v + 0.5p	0.5b + 0.25v + 0.5p
Log-kreditt MF membran ^{2*}	2.0b + 1.0v + 2.0p	2.0b + 1.0v + 2.0p
Log-kreditt UF membran ^{3*}	2.5b + 2.0v + 2.5p	2.5b + 2.0v + 2.5p
Total barrierestatus uten nytt rensetrinn	- 2.14b - 1.67v + 0.39	- 2.14b - 1.67v + 0.89
Total barrierestatus med sandfilter	- 2.64b - 1.92 - 0.11	- 2.64b - 1.92 + 0.39
Total barrierestatus med MF membran	- 4.14b - 2.67v - 1.67	- 4.14b - 2.67v - 1.11p
Total barrierestatus med UF membran	- 4.64b - 3.67v - 2.11	- 4.64b - 3.67v - 1.61p

*Verdier fra Ødegaard et al. (2014); ¹uten koagulering og filtreringsrate <7.5m/t; MF (nom.pore.<100nm); UF (nom. pore. <40nm)

Tabell 27 viser at det kun er MF-membranen og UF-membranen som gir tilstrekkelige log-kreditter for å oppnå tilfredsstillende barrierestatus for Benna vannverk ved vannkvalitet Dc. For vannkvalitetsnivå Db gir også sandfiltrene nok log-kreditter til at barrierestatusen blir tilfredsstillende. For dette scenarioet vil derimot kun de to membranene vurderes mot hverandre. Dette fordi det er usikkert om sandfiltrene gis log-

kreditter ved filtreringshastigheter over 7.5 m/t (Ødegaard et al., 2014). Sandfiltrene fra pilot-testingen hadde en filtreringsrate på mellom 10 og 20 m/t.

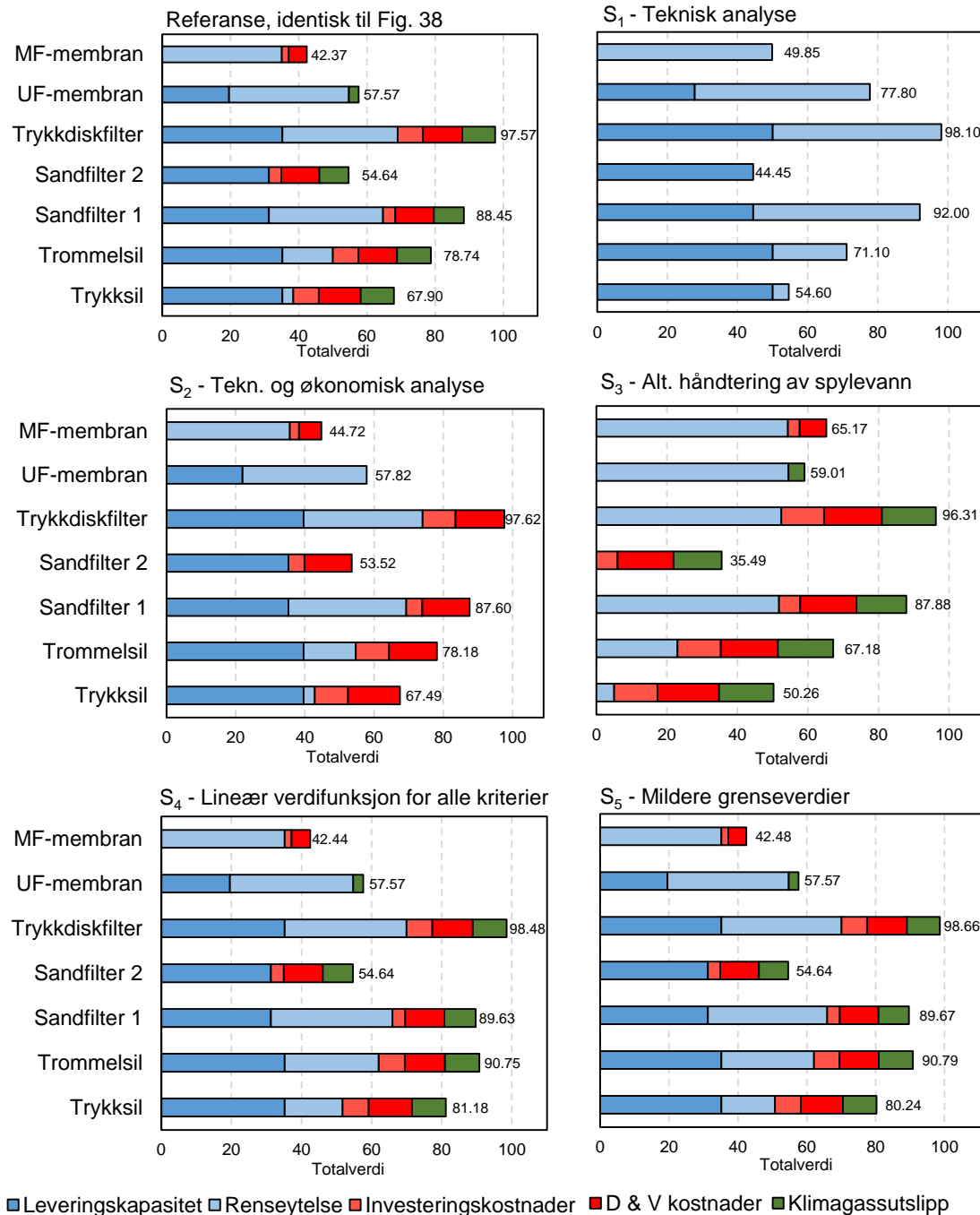
Hvordan de to membranene presterer på kriteriet «*maksimere renseytelse*» avhenger av hva som settes som akseptabel grense for virvelløse dyr som går ut fra Benna VBA i scoringsmetoden fra kapittel 5.2.1.2. Hvis akseptabel grense settes til 50 ind/m³ scorer begge membranene like bra på kriteriet «*maksimere renseytelse*», men hvis 20 ind/m³ settes som akseptabel grense, slik som i hovedscenarioet, vil UF-membranen score litt bedre enn MF-membranen. Det etableres derfor to scenarioer S_{6,1} og S_{6,2} for å ta hensyn til at 20 ind/m³ ikke nødvendigvis trenger å være den mest bærekraftige grensen for Benna.

For scenario S_{6,1} settes akseptabel grense til 20 ind/m³. For å beregne en totalverdi for hver prosess benyttes vannverkseiers vektning av de fem kriteriene slik de er i hovedscenarioet. Det etableres fem nye verdifunksjoner for de fem kriteriene. Disse verdifunksjonene er lineære og benytter en lokal verdiskala (0-100), der membranen som presterer dårligst på kriteriet får verdien 0, mens den som presterer best får verdien 100. Verdifunksjonene fra hovedscenarioet forandres for å lettere kunne skille prosessene fra hverandre. Totalverdien for hver enkelt prosess er vist i Figur 45.

For scenario S_{6,2} settes akseptabel grense til 50 individer/m³. Dette gjør at kriteriet «*maksimere renseytelse*» fjernes fra vurderingen siden de to prosessene scorer like bra på kriteriet. Dette scenarioet benytter de samme verdifunksjonene som scenario S_{6,1}. I DSS er det oppgitt hvordan vannverkseier vektet de 4 andre kriteriene mot hverandre, og det er disse parvise vurderingene som benyttes for å beregne ny vektning ved hjelp av AHP. De beregnede vektene er vist i Vedlegg O, sammen med nye verdifunksjoner for dette scenarioet. Totalverdien for hver prosess er vist i Figur 45.

5.7.2 Evaluering av scenario S₁ til S₅

I dette kapitlet evalueres scenario S₁ til S₅. Scenario S₆ evalueres i kapittel 5.7.3 siden det kun omhandler to av prosessene, og har derfor ingen tilknytning til de andre scenarioene. Ved å sammenligne totalverdiene i Figur 44 kan det se ut til at alle scenarioer danner det samme bildet som hovedscenarioet: Trykkskivefilteret får alltid høyeste totalverdi, noe som tyder på at hovedresultatene er robuste og at de kan motstå endringer i beslutningsunderlaget.



Figur 44: Totalverdier for de sju prosessene ved ulike scenarioer.

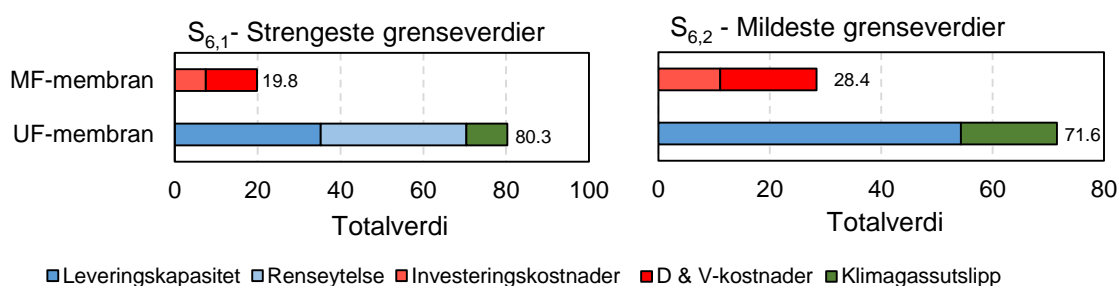
Resultatene fra scenario **S₁** viser kun små endringer i totalverdi og ranking sammenlignet med hovedscenariot. Av de sju prosessene er det UF-membranen som har en størst økning i totalverdi, og dermed drar størst fordel av å kun inkludere kriteriene «maksimere leveringskapasiteten» og «maksimere rensedytelse» i analysen. Scenario **S₂** viser tilnærmet identiske resultater som hovedscenariot og indikerer at det å fjerne kriteriet «minimere klimagassutslipp» fra vurderingen ikke endrer beslutningsresultatet. Resultatene fra

scenario **S₃** viser at de to membranene drar fordel av at kriteriet «maksimere leveringskapasiteten» fjernes fra vurderingen. Dette fordi de to membranene taper mest vann til tilbakespyling, og derfor presterer dårlig på dette kriteriet.

Resultatene fra scenario **S₄** viser at en lineær verdifunksjon for kriteriet «maksimere renseytelse» ikke fører til dramatiske endringer i totalverdi eller ranking sammenlignet med hovedscenarioet. Likevel fører en lineær verdifunksjon til større endringer for noen alternativer, og mindre endringer for andre. Dette fordi det ble benyttet en ikke-lineær verdifunksjon for dette kriteriet i hovedscenarioet. Trommelsilen og trykksilen, som presterte dårlig på dette kriteriet, vil i scenario **S₄** derfor øke sine totalverdier sammenlignet med hovedscenarioet. Dette illustreres i Figur 44. Scenario **S₅** viser tilnærmet identiske resultater som scenario **S₄** og indikerer at en litt mildere grenseverdi for vannverket på 50 individer/m³ ikke påvirker resultatene.

5.7.3 Evaluering av scenario **S₆**

Figur 45 viser at UF-membranen er det mest bærekraftige alternativet som nytt rensetrinn ved Benna VBA hvis det er behov for å øke log-kredittene i vannbehandlingen for å beskytte befolkningen mot sykdom. UF-membranen får høyest totalverdi også ved scenario **S_{6,2}** når kriteriet «maksimere renseytelse» ikke inngår i vurderingen. Det som i hovedsak skiller de to membranene fra hverandre er kriteriet som er tildelt høyest vekt av vannverkseier, nemlig «maksimere leveringskapasiteten». Dette kan sees i Figur 45 ved å sammenligne lengden på stolpen «maksimere leveringskapasiteten» med de andre kriteriene. UF-membranen taper 5% av produsert vannmengde til spyling, mens MF-membranen taper hele 10%. Selv om MF-membranen presterer bedre enn UF-membranen på de økonomiske kriteriene, indikerer lengden på disse kriteriene at de ikke er utslagsgivende for resultatene.



Figur 45: Totalverdier for de to membranene ved to forskjellige scenarier.

6 KONKLUSJON

Denne masteroppgaven handler om å vurdere hvilken av de sju metodene fra pilot-testingen som er det mest bærekraftige alternativet, og som burde bli et nytt fullskala rensetrinn ved Benna VBA for fjerning av virvelløse dyr.

Invertebrater på ledningsnettet bør være begrenset til et minimum. Det å fjerne dem totalt i vannbehandlingen har vist seg å være vanskelig på grunn av deres høye mobilitet. Det er mye som tyder på at 20 ind/m³ er en akseptabel grenseverdi for utslipp av slike dyr fra Benna VBA. Formålet med pilot-testingen var å vurdere hvor effektivt invertebrater ble fjernet fra drikkevannet. Resultatene viser at alle prosesser har en gjennomsnittlig barriereeffekt på over 90% gjennom perioden, men at det var UF-membranen som presterte best, tett etterfulgt av MF-membranen, trykkdiskfilteret og sandfilter 1.

For å vurdere de sju pilotenes egnethet som nytt rensetrinn er det etablert fem kriterier for flermålsanalysen. Disse kriteriene er kategorisert i tre bærekraftdimensjoner; sosial, økonomi og miljø. For alle 35 interessenter som gjennomførte vektingen av kriteriene var det trykkdiskfilteret som fikk den høyeste totalverdien. Sensitivitetsanalyser og scenarioanalyser bekrefter resultatene, noe som tyder på at trykkdiskfilteret er en robust beslutning. Dersom det viser seg at det er behov for å øke log-kredittene i vannbehandlingen er det UF-membranen som er den mest bærekraftige beslutningen.

Denne analysen viser at det er trykkdiskfilteret som er det mest bærekraftige alternativet av de sju prosessene, og som derfor burde bli implementert som en fullskala løsning ved Benna VBA. Trykkdiskfilteret presterer godt på hvert kriterium, og noe av grunnen til dette er at løsningen kan plasseres i eksisterende Benna VBA. Dette reduserer både investeringskostnadene og klimagassutslippene tilknyttet etablering av nytt tilbygg. Trykkdiskfilteret er også billig i drift, benytter ingen kjemikalier, og taper bare rundt 1% av produsert vannmengde til tilbakespyling. I tillegg virker prosessen å være effektiv for fjerning av invertebrater med en gjennomsnittlig barriereeffekt på 99.71%.

Selv om denne flermålsanalysen gir robuste resultater, støttet av både sensitivitetsanalyser og scenarioanalyser, er de på langt nær absolutte. Generelt har resultater fra flermålsanalyser en viss grad av usikkerhet siden de underliggende antagelsene, kriteriene og verdiene ikke dekker hele spekteret av beslutningsrommet. I denne analysen er usikkerheten i hovedsak knyttet til inputdataen til kriteriene.

Resultatene fra pilot-testingen ga robuste data for ett av kriteriene. Hvordan de ulike alternativene presterte på miljø- og økonomikriteriene er basert på estimer og erfaringstall fra ulike leverandører, og disse tallene er ikke bindende. Generelt er avanserte miljø og økonomiske analyser avgjørende for å begrense usikkerheten i resultatene. For å dekke en større del av beslutningsrommet for denne beslutningen kunne det også vært gjennomført mer avanserte sensitivitetsanalyser. I tillegg ble interessentenes involvering i analysen begrenset til å kun vekte kriteriene. De ble ikke gitt mulighet til å forandre kriterienes verdifunksjoner. Ved å benytte en mer anerkjent utvalgsmetode, samt at flere interessenter gjennomførte vektingen av kriteriene, ville resultatene blitt mer robuste. Resultatene fra denne flermålsanalysen kan imidlertid fungere som beslutningsunderlag ved valg av nytt rensetrinn for Benna VBA.

7 VIDERE ARBEID

Virvelløse dyr i drikkevann har fått større oppmerksomhet de seneste årene, spesielt etter at det ble kjent at de kunne beskytte patogene mikroorganismer mot desinfisering. Forslag til videre forskning vil i hovedsak dreie seg om å kartlegge hvilken påvirkning virvelløse dyr har på vannkvaliteten og det mikrobielle samfunnet i ledningsnett. Dette inkluderer undersøkelser om hvordan slike dyr reproduseres og overlever på ledningsnett, samt deres tilknytning til lukt og smak på drikkevann. Det er for eksempel uvisst hvilke mengder av virvelløse dyr som må tilføres vannet før det blir en risiko for lukt og smak på drikkevannet fra Benna. Dette arbeidet vil mest sannsynlig kreve et tverrfaglig samarbeid som involverer flere yrkesgrupper.

Videre arbeid bør, om mulig, også kartlegge strekninger på ledningsnett som er ekstra sårbare for kolonisering av invertebrater. Dette inkluderer å kartlegge mengde, og mer spesifikt registrere hvilke arter som eksisterer på vannet. Invertebrater trives i områder med høy vannalder og områder med lav vannhastighet, f.eks. høydebasseng, og slike områder på ledningsnett vil være et godt utgangspunkt for analyser og videre arbeid.

8 REFERANSER

- Adam, K., Heath, R.G.M. & Steynberg, M.C. (1998). Invertebrates as biomonitors of sand-filter efficiency. *Water SA*, 24(1), 43 - 48. http://www.wrc.org.za/wp-content/uploads/mdocs/WaterSA_1998_01_jan98_p43.pdf
- Andersen, E. (red.). (2016). Vannforsyning og helse – Veiledning i drikkevannshygiene. (Vannrapport 127, FHI). <https://www.fhi.no/contentassets/10f6285109df44af96a0de9dd283c5ed/vannrapport-127---vannforsyning-og-helse.pdf>
- Andersen, J., Bonslet, T.A., Falch, K., Johansen, M., Næss, O.K., Senneset, A., Sirum, J. & Tiller, J.M. (2010). *Forprosjekt reservevannforsyning for Trondheim og Melhus kommuner* (Rapport Rambøll Norge AS).
- Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. & Aanes, K.J. (1997). *Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann* (ISBN 82-7655-368-0). Statens forsyningstilsyn.
- Baker, D., Bridges, D., Hunter, R., Johnson, G., Krupa, J., Murphy, J. and Sorenson, K. (2001). *Guidebook to decision-making methods* (WSRC-IM-2002-00002). Department of Energy, USA.
- Bartnes, J., Havenstrøm, G., Hem, L.J, Hoff, E. & Løken, T.A (2003). *Sårbarhet i vannforsyningen* (Scandpower risk management, rapport nr. 21.730.081/R1). <https://www.regjeringen.no/globalassets/upload/kilde/jd/rap/2003/0011/ddd/pdfv/193033-vannforsyningen.pdf>
- bedreVANN. (2019). *Tilstandsvurdering av kommunale vann- og avløpstjenester*. <https://bedrevann.no/pdf/bedreVANN2019.pdf>
- Belton, V. & Stewart, T.J. (2002). *Multiple criteria decision analysis: An integrated Approach*. Kluwer Academic Publishers.
- Bichai, F., Barbeau, B. & Payment, P. (2009). Protection against UV disinfection of *E. coli* bacteria and *B. subtilis* spores ingested by *C. elegans* nematodes. *Water Research*, 43, 3397 - 3406. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.05.009>
- Bichai, F., Payment, P. & Barbeau, B. (2008). Protection of waterborne pathogens by higher organisms in drinking water: a review. *Canadian Journal of Microbiology*, 54, 509 - 524. <https://doi.org/10.1139/W08-039>
- Bjartnes, A., Michelsen, L-H.P., Skaugen, H., Ursin, L. & Øvrebø, O.A. (2021). <2°C *Temanotat* nr. 2/2021 (Norsk klimastiftelse). <https://klimastiftelsen.no/publikasjoner/klimastatus-2021/#innhold>
- Bjørklund, A.E. & Johnsen, G.H. (2001). *Utslipp fra behandlingsanlegg for drikkevann. Teoretisk vurdering av vannkjemiske og økologiske effekter i Jordalsvatnet og Svartediket i Bergen* (Rapport nr. 506, ISBN 82-7658-347-4). Rådgivende Biologer AS.

- Borg, A., Dejardins, A.K. & Larsen, H.N. (2019). *Klimagassutslipp, veiledning for vannbransjen* (Norsk vann rapport 251).
- Bouchard, C., Abi-zeid, I., Beauchamp, N., Lamontagne, L. & Desrosiers, J. (2010). Multicriteria decision analysis for the selection of a small drinking water system. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 59(4), 230–242. <https://doi.org/10.2166/aqua.2010.071>
- Bruaset, S. & Hem, L.J. (2014). *Biostabilitet i drikkevann* (Norsk vann rapport 206).
- Butler, D., Jowitt, P., Ashley, R., Blackwood, D., Davies, J., Oltean-Dumbrava, C., McKenny, G., Foxon, T., Gilmour, D., Smith, H., Cavill, S., Leach, M., Pearson, P., Gouda, H., Samson, W., Souter, N., Hendry, J., Moir, J. & Bouchart, F. (2003). SWARD: decision support processes for UK water industry. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 14(4), 444-459. <https://doi.org/10.1108/14777830310488676>
- Cangelosi, A.A., Mays, N.L., Balcer, M.D., Reavie, E.D., Reid, D.M., Sturtevant, R. & Gao, X. (2007). The response of zooplankton and phytoplankton from the North American Great Lakes to filtration. *Harmful Algae*, 6(4), 547 - 566. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2006.11.005>
- Christensen, S.C.B. (2011). *Asellus aquaticus* and other invertebrates in drinking water distribution systems – occurrence and influence on microbial water quality [Doktorgradsavhandling]. Danmarks Tekniske Universitet.
- Connelly, S.J., Wolyniak, E.A., Dieter, K.L., Williamson, C.E. & Jellison, K.L. (2007). Impact of Zooplankton Grazing on the Excystation, Viability, and Infectivity of the Protozoan Pathogens *Cryptosporidium parvum* and *Giardia lamblia*. *Applied and Environmental microbiology*, 73(22), 7277 - 7282. <https://aem.asm.org/content/73/22/7277>
- Crittenden, J.C., Trussell, R.R., Hand, D.W., Howe, K.J. & Tchobanoglous. (2012). *Water treatment principles and design* (3rd ed.). MWH. John Wiley & Sons, Inc
- DeMott, W.R. (1988). Discrimination Between Algae and Detritus by Freshwater and Marine Zooplankton. *Bulletin of Marine Science*, 43(3), 486 - 499. https://www.researchgate.net/publication/233564313_Discrimination_Between_Algae_and_Detritus_by_Freshwater_and_Marine_Zooplankton
- Direktoratet for Byggkvalitet. (2017). *Byggteknisk forskrift (TEK17) med veiledning: III Utvendige vannforsynings- og avløpsanlegg*. <https://dibk.no/regelverk/byggteknisk-forskrift-tek17/15/iii/15-7/>
- Direktoratet for Byggkvalitet. (2013). *Veiledning om tekniske krav til byggverk: § 15-8. Generelle krav til utvendige vannforsynings- og avløpsanlegg*. https://dibk.no/globalassets/endringshistorikk/byggteknisk-forskrift/tek--15-8_01.10.2012-31.12.2013-.pdf
- Drikkevannsforskriften (2016). *Forskrift om drikkevann og vannforsyning*. (FOR-2016-12-22-1868). Lovdata. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868>

- DVGW (2018). Virvelløse dyr i vannforsyningsystemer; forekomst og anbefalinger for håndtering (på Tysk: Invertebraten in Wasserversorgungsanlagen; Vorkommen und Empfehlungen zum Umgang). DVGW Regelwerk, Arbeitsblatt, Hinweis W 271 (A).
- Dyer J.S. (2016) Multiattribute Utility Theory (MAUT). I Greco S., Ehrgott M. & Figueira J. (red.) *Multiple Criteria Decision Analysis*. International Series in Operations Research & Management Science, 233, 285-314. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-3094-4_8
- Ebert, D. (2005). Ecology, Epidemiology, and Evolution of parasitism in Daphnia. Bethesda (MD): National Library of Medicine (US). Hentet fra: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK2036/> (14.03.2021).
- Edwards, W. & Barron, F.H. (1994). SMARTS and SMARTER: Improved Simple Methods for Multiattribute Utility Measurement. *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 60(3), 306-325. <https://doi.org/10.1006/obhd.1994.1087>
- Eikebrokk, B. (2009). UV-desinfeksjon av drikkevann. *Vann, 1 – 2009*, 35-46. Hentet fra: <https://vannforeningen.no/dokumentarkiv/uv-desinfeksjon-av-drikkevann/> (18.03.2021).
- Enander, L., Fjeldhus, K. & Gyllenhammar, A. (2014). *Bærekraftig forvaltning av VA-tjenestene* (Norsk vann rapport 205).
- Evins, C. (2004) Small animals in drinking water distribution systems. I Ainsworth R. (red.), *Safe piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems* (s. 101 - 120). World Health Organization, IWA Publishing, London.
- Ferreira, L. & Du Preez, H.H. (2012). Investigation into the occurrence of aquatic invertebrates throughout drinking water purification plants. *Water Science & Technology: Water Supply*, 12(2), 250 - 257. <https://doi.org/10.2166/ws.2012.136>
- Flatin, A. (2019). *Overføring Benna VB - Kolstad PS – Utredning av bassengplassering* (Rapport, Asplan viak).
- Foldnes, N., Grønneberg, S. & Hermansen, G.H. (2018). Statistikk og dataanalyse – En moderne innføring, 1.utg. Cappelen Damm Akademisk
- Forurensningsloven (2021). Lov om vern mot forurensninger og om avfall. (LOV-2020-12-18-159). Lovdata. <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6>
- Goncalves, A.A. & Gagnon, G.A. (2012). Recent Technologies for Ballast Water Treatment. *The Journal of the International Ozone Association*, 34(3), 174 - 195. <https://doi.org/10.1080/01919512.2012.663708>
- Godskesen, B., Hauschild, M. Albrechtsen, H.J. & Rygaard, M. (2018). ASTA – A method for multi-criteria evaluation of water supply technologies to Assess the most Sustainable Alternative for Copenhagen. *Science of the Total Environment*, 618, 399-408. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.018>

- Gunkel, G., Michels, U. & Scheideler, M. (2021). Water Lice and Other Macroinvertebrates in Drinking Water Pipes: Diversity, Abundance and Health Risk. *Water* 2021, 13, Artikkel: 276. <https://doi.org/10.3390/w13030276>
- Hajkovicz, S. & Collins, K. (2006). A review of Multiple Criteria Analysis for Water Resource Planning and Management. *Water Resource Management*, 21, 1553-1566. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9112-5>
- Hamouda, M.A., Anderson, W.B. & Huck, P.M. (2019). Decision support systems in water and wastewater treatment process design. *Water Science & Technology*, 60(7), 1757–1770. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.538>
- Hanna, M.M. (2004). PRINCIPLES OF DESIGNING AND DEVELOPING SPREADSHEET-BASED DECISION SUPPORT SYSTEMS. [Mastergradsavhandling, Universitetet i Florida]. http://etd.fcla.edu/UF/UFE0006961/hanna_m.pdf
- Haugen, Ø.O.D. (2020). Fjerning av dyreplankton i drikkevannet fra Benna. Forprosjekt: identifisering av kriterier for å kunne evaluere forskjellige vannbehandlingsprosesser (prosjektoppgave i TVM4510).
- Hebert, P.D.N. (1987). Genotypic characteristics of the Cladocera. *Hydrobiologia*, 145, 183 - 193. <https://doi.org/10.1007/BF02530279>
- Hem, L. (2009). *Biofilmdannelse i drikkevannsledninger* (VA/miljø-blad nr. 95)
- Ho, W., Dey, P.K. & Higson, H.E. (2006). Multiple criteria decision-making techniques in higher education. *International Journal of Educational Management*, 20(5), 319-33. <https://doi.org/10.1108/09513540610676403>
- Hwang, C.L. & Yoon, K. (1981). Multiple Attribute Decision Making: Methods and Applications - A State-of-the-Art Survey. Springer: Berlin/Heidelberg, Germany.
- Jacobsen, A.Z., Jabot, J., Holmengen, N., Ekre, T.H., Rasch, M.K., Lillesund, V.F., Haugland, H., Seim, T. & Gutterød, E.S. (2021). Klimagassregnskap for kommuner og fylker: Dokumentasjon av metode – versjon 4 (M-989, Miljødirektoratet). https://www.miljodirektoratet.no/contentassets/684ed944b61948e8adbef6f3f5b699f7/metodenotat_klimagassstatistikk-for-kommuner.pdf
- Jerpseth, M.K. (2020). Zooplanktonsammensetning I en innsjø dominert av Gonyostomum semen. [Mastergradsavhandling, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet]. <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2673181>
- Jones, C.H., Meyer, J., Cornejo, P.K., Hogrewe, W., Seidel, C.J. & Cook, S.M. (2019). A new framework for a small drinking water sustainability support and decision-making. *Science of The Total Environment*, 695, Artikkel 133899. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133899>

- Jordanger, I., Malerud, S., Minken, H. & Strand, A. (2007). *Flermålsanalyser i store statlige investeringsprosjekt* (Concept-rapport nr. 18). Utgiver: Concept-programmet. <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/228091>
- Keeney, R.L. & Gregory, R.S. (2005). Selecting Attributes to Measure the Achievement of Objectives. *Operations Research*, 53(1), 1-11. <https://doi.org/10.1287/opre.1040.0158>
- Khera, R., Ransom, P. & Speth, T.F. (2013). Using work breakdown structure models to develop unit treatment costs. *Journal - American Water Works Association*, 105 (11), 628-641. <http://dx.doi.org/10.5942/jawwa.2013.105.0129>
- Killingtveit, Å. & Sæthun, N.R. (2003). *Hydrology (7)*. Hydropower Development.
- Killingtveit, Å. & Alfredsen, K. (2016). Virkning av klimaendringer på leveringskapasitet for vannforsyning fra Jonsvatnet og Benna (IVM report B1-2016-2, NTNU).
- Kjærstad, G. & Olsen, K.M. (2015). *Mosdyr (Ectoprocta)*. *Norsk rødliste for arter 2015*. Artsbanken. Hentet fra: <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/Artsgruppene/Mosdyr> (23.05.2021).
- Koksvik, J.I. & Reinertsen, H. (2012). *Planktonundersøkelser i Jonsvatnet, Trondheim kommune, etter introduksjon av Mysis relicta. Oppsummering av resultater fra langtidsserien i perioden 1980-211*. (Zoologisk rapport 2012-3). [Hentet fra: https://www.ntnu.no/documents/10476/64602/ZoolRapp_2012-3.pdf/c065d22f-a988-45b9-a1db-0f0470fc6be6](https://www.ntnu.no/documents/10476/64602/ZoolRapp_2012-3.pdf/c065d22f-a988-45b9-a1db-0f0470fc6be6) (14.03.2021).
- Levy, R.V., Cheetham, R.D., Davis, J., Winer, G. & Hart, F.L. (1984). Novel method for studying the public health significance of macroinvertebrates occurring in potable water. *Applied and environmental microbiology*, 47(5), 889 - 894. <https://aem.asm.org/content/47/5/889>
- Lin, T., Chen, W. & Cai, B. (2014). The use of chlorine dioxide for the inactivation of copepod zooplankton in the drinking water treatment. *Environmental Technology*, 35 (22), 2846 - 2851. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.924566>
- Lindholm, O. (2010). *Bærekraftige VA-systemer* (VA/miljø-blad nr. 98)
- Magerøy, P.O. (2020). *B45 SV Standard - Hæhre Entreprenør AS*. Hentet fra: <https://www.epd-norge.no/ferdig-betong/b45-sv-standard-article3172-317.html> (21.05.2021).
- Mant, R.C., Moggridge, G.D. & Aldridge, D.C. (2013). Control of the biofouling bryozoan, *Plumatella repens*, using pulsed chlorine treatment. *International Journal of Environmental Science and Technology* (10), 199-208. <https://doi.org/10.1007/s13762-012-0117-8>
- Mareschal, B. (1988). Weight stability intervals in multicriteria decision aid. *European Journal of Operational Research*, 33(1), 54-64. [https://doi.org/10.1016/0377-2217\(88\)90254-8](https://doi.org/10.1016/0377-2217(88)90254-8)

- Mattilsynet (August 2020). *Veileder drikkevannsforskriften*.
https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/drikkevann/veileder_til_drikkevannsforskriften.26628/bin_ary/Veileder%20til%20drikkevannsforskriften
- Mello, H.L. & Smith, A.M. (2019). *Bryozoans in Freshwater: Science and Management* [Faktaark]. Water Research Australia.
https://www.waterra.com.au/r8734/media/system/attrib/file/2048/WaterRA_FS_Plumatella_v3.pdf
- Michels, U., Gunkel, G., Sheideler, M. & Rippl, K. (2013). Virvelløse dyr i drikkevann: Prøvetakning, analyse og evaluering (på Tysk: Invertebraten im Trinkwasser: Probenahme, Analytik und Bewertung) (ISBN: 978-3-7983-2575-3). <http://opus.kobv.de/tuberlin/volltexte/2013/3958/>
- Montemezzani, V., Duggan, I.C., Hogg, I.D. & Craggs, R.J. (2015). A review of potential methods for zooplankton control in wastewater treatment High Rate Algal Ponds and algal production raceways. *Algal Research*, 11, 211 - 226. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2015.06.024>
- Norkart (u.å.). Norgeskart [Kartsøk Benna]. Hentet fra: <https://kommunekart.com/> (10.10.2020).
- NVE vann-nett. (u.å.). Norgeskart [Kartsøk Loa med faktaark]. Hentet fra: <https://www.vann-nett.no/portal/#/waterbody/122-81-R> (21.05.2021).
- Nøst, T. & Bergan, M. (2010). *Omdisponering av vannressursene i Bennavassdraget, Melhus kommune: Tilstandsvurdering og konsekvenser for biologisk mangfold og almenne interesser*. Fagnotat.
- Nøst, T. (2016). *Vannovervåkning i Trondheim 2016 – Resultater og vurderinger* (ISBN 978-82-7727-138-5). Hentet fra: <https://www.trondheim.kommune.no/globalassets/10-bilder-og-filer/10-byutvikling/miljoenheten/naturforvaltning/vannovervaking---rapporter/vannovervakingsrapport-2016-til-nett.pdf> (21.05.2021)
- Nøst, T. (2020). *Vannovervåkning i Trondheim 2019 – Resultater og vurderinger* (ISBN NR. 978-82-7727-143-9). Hentet fra: <https://www.trondheim.kommune.no/globalassets/10-bilder-og-filer/10-byutvikling/miljoenheten/naturforvaltning/vannovervaking---rapporter/vannovervaking-i-trondheim-2019---resultater-og-vurderinger.pdf> (15.03.2021).
- Olson, D.L. (1996). *Decision Aids for Selection Problems*. Springer: Verlag New York, Inc. DOI: 10.1007/978-1-4612-3982-6.
- Ormerod, K.S. (2017). *Problemer med slam og mikroorganismer i drikkevann* (Vannrapport 130, FHI). <https://www.fhi.no/publ/2017/problemer-med-slam-og-mikroorganismer-i-drikkevann.-vannrapport-130/>
- Parsons, M.G. & Harkins, R.W. (2000). The Great Lakes Ballast Technology Demonstration Project filtration mechanical test program. *Marine Technology*, 37 (3), 129-140. Hentet fra: https://www.researchgate.net/publication/281994412_The_Great_Lakes_Ballast_Technology_Demonstration_Project_filtration_mechanical_test_program (15.12.2020).

- Parsons, M.G. & Harkins, R.W. (2002). Full-Scale Particle Removal Performance of Three Types of Mechanical Separation Devices for the Primary treatment of Ballast Water. *Marine Technology*, 39(4), 211-222. Hentet fra: https://www.researchgate.net/publication/233662661_Full-Scale_Particle_Removal_Performance_of_Three_Types_of_Mechanical_Separation_Devices_for_the_Primary_Treatment_of_Ballast_Water (17.03.2021).
- Poch, M., Comas, J., Rodríguez-Roda, I., Sánchez-Marrè, M. & Cortés, U. (2004). Designing and building real environmental decision support systems. *Environmental Modelling & Software*, 19(9), 857-873. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2003.03.007>
- Rakstang, J.K. (2020). Modeling of Water Age in the Drinking Water Distribution System of Trondheim Kommune. [Masteroppgave]. NTNU.
- Rand Water. (2020, 23, September). I *Wikipedia*. Hentet fra: https://en.wikipedia.org/wiki/Rand_Water (17.03.2021).
- Reksten, H. & Becke, M.A. (2018). *Verdiforvaltning av vann- og avløpsinfrastruktur* (Norsk vann rapport 243).
- Saaty, T.L. (1994). *Fundamentals of decision making and priority theory: with the analytic hierarchy process*. RWS Publications, Pittsburgh, PA
- Santhanam, P., Begum, A. & Pachiappan, P. (red.). (2019). *Basic and Applied Zooplankton Biology*. <https://doi.org/10.1007/978-981-10-7953-5>
- Schallenberg, M., Bremer, P.J., Henkel, S., Launhardt, A. & Burns, C.W. (2005). Survival of *Campylobacter jejuni* in Water: Effect of Grazing by the Freshwater Crustacean *Daphnia carinata* (Cladocera). *Applied and Environmental Microbiology*, 71(9), 5085 - 5088. <https://doi.org/10.1128/AEM.71.9.5085-5088.2005>
- Shaddock, B. (2005) An evaluation of invertebrate dynamics in a drinking water distribution system: a South African perspective [Masteroppgave]. Rand Afrikaans University.
- Sochard, M.R., Wilson, D.F., Austin, B. & Colwell, R.R. (1979). Bacteria Associated with the Surface and Gut of Marine Copepods. *Applied and Environmental Microbiology*, 37(4), 750 - 759. Hentet fra: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC243292/> (14.03.2021).
- Statistisk sentralbyrå. (2020). «Utslipp til luft». <https://www.ssb.no/klimagassn> (18.05.2021).
- Statistisk sentralbyrå (2021). *Elektrisitetspriser*. Hentet fra: <https://www.ssb.no/elkraftpris> (21.05.2021).
- Store Norske Leksikon. (2019a). «Klimagasser». <https://snl.no/klimagasser> (18.05.2021).
- Store Norske Leksikon. (2019b). «Mosdyr». <https://snl.no/mosdyr> (23.05.2021).
- Store Norske Leksikon (2019c). «Virvelløse dyr.» <https://snl.no/virvell%C3%B8se_dyr> (14.03.2021).
- Store Norske Leksikon. (2020). «WBS – prosjektledelse». https://snl.no/WBS_-_prosjektledelse (18.05.2021).

- Triantaphyllou, E. & Mann, S.H. (1995). Using the Analytical Hierarchy Process for Decision Making in Engineering Applications: Some Challenges. *International Journal of Industrial Engineering: Applications and Practice*, 2(1), 35-44. https://www.researchgate.net/publication/241416054_Using_the_analytic_hierarchy_process_for_decision_making_in_engineering_applications_Some_challenges
- Trondheim kommune (u.å.). *Om vann og avløp*. Trondheim.kommune.no. Hentet fra: https://www.trondheim.kommune.no/globalassets/10-bilder-og-filer/10-byutvikling/kommunalteknikk/vann-og-avlop/metrovann_tekniska4_web.pdf (14.03.2021)
- Trondheim kommune. (2019). *Hoppekreps og Pallasea i vannforsyning*. Trondheim.kommune.no Hentet fra: <https://www.trondheim.kommune.no/tema/veg-vann-og-avlop/vann-og-avlop/om-vann-og-avlop/hoppekreps-og-palacea-i-vannforsyning/> (15.03.2021).
- Trondheim kommune. (2021). *Kommunedelplan Vann i Trondheim 2021-2032* [Under utarbeidelse]. Kommunalteknikk, avdeling VAR.
- Tscheikner-Gratl, F., Egger, P, Rauch, W. & Kleidorfer, M. (2017). Comparison of Multi-Criteria Decision Support Methods for Integrated Rehabilitation Prioritization. *Water*, 9(2), 68. <https://doi.org/10.3390/w9020068>
- Tveiten, V. & Andreassen, F. (2009). *Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg* (Teknisk rapport 09, ISBN 978-82-92641-14-9). Norsk Forening For Fjellsprengningsteknikk.
- United States Environmental Protection Agency. (2019). *Work Breakdown Structure-Based Cost Model for Granular Activated Carbon Drinking Water Treatment*. Hentet fra: https://www.epa.gov/sites/production/files/2019-03/documents/wbs-gac-documentation-dec-2017_v2.pdf (21.05.2021).
- United States Environmental Protection Agency. (2002). *The Clean Water and Drinking Water Infrastructure Gap Analysis* (EPA-816-R-02-020). [The Clean Water and Drinking Water Infrastructure Gap Analysis EPA-816-R-02-020, September 2002](https://www.epa.gov/cleanwater/clean-water-and-drinking-water-infrastructure-gap-analysis)
- United States Environmental Protection Agency. (2003). *Asset Management: A Handbook for Small Water Systems One of the Simple Tools for Effective Performance (STEP) Guide Series* (EPA 816-R-03-016). [Asset Management: A Handbook for Small Water Systems - EPA 816-R-03-016 - September 2003](https://www.epa.gov/cleanwater/asset-management-a-handbook-for-small-water-systems-one-of-the-simple-tools-for-effective-performance-step-guide-series)
- UNEP. (1992). *Rio Declaration on Environment and Development*. United Nations Publication.
- van der Kooij, D., van Lieverloo, J. H. M., Schellart, J. & Hiemstra, P. (1999). Maintaining quality without a disinfectant residual. *Journal of American Water Works Association*, 91(1), 55 - 64. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1999.tb08568.x>

- van Lieverloo, J.H.M., Bosboom, D.W., Bakker, G.L., Brouwer, A.J., Voogt, R., & De Roos, J.E.M. (2004) Sampling and quantifying invertebrates from drinking water distribution mains. *Water Research*, 38(5), 1101 - 1112. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.11.021>
- van Lieverloo, J.H.M., Hoogenboezem, W., Veenendaal, G. & van der Kooij, D. (2012). Variability of invertebrate abundance in drinking water distribution systems in the Netherlands in relation to biostability and sediment volumes. *Water Research*, 46, 4918 - 4932. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.047>
- van Lieverloo, J.H.M., van der Kooij, D. & Hoogenboezem, W. (2002). *Invertebrates and protozoans (free-living) in drinking water distribution systems*. I Bitton, G. (red.), *Encyclopedia of environmental microbiology* (s. 1718 - 1733). John Wiley & Sons, New York.
- Wątróbski, J., Jankowski, J., Ziemia, P., Karczmarczyk, A. & Ziolo, M. (2019). Generalised framework for multi-criteria method selection. *Omega* (86), 107-124. <https://doi.org/10.1016/j.omega.2018.07.004>
- Watson, S. & Jüttner, F. (2019). Biological production of taste and odour compounds. I Lin, T., Watson, S., Dietrich, A.M. & Suffet, I.H (red.), *Taste and Odour in Source and Drinking Water: Causes, Controls, and Consequences* (s. 63-112). IWA publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780406664>
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E. & Weidema, B. (2016). *The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology*. *Int J Life Cycle Assess*, 21, 1218–1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>
- WHO (World Health Organization). 2017. *Guidelines for drinking-water quality: 4th ed. incorporation the first addendum* (ISBN: 978-92-4-154995-0). Geneva: WHO.
- Wolmarans, E., du Preez, H.H., de Wet, C.M.E. & Venter, S.N. (2005) Significance of bacteria associated with invertebrates in drinking water distribution networks. *Water Science and Technology*, 52(8), 171 - 175. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0255>
- Wood, T.S. (2005). *The Pipeline Menace of Freshwater Bryozoans* (ISBN: 3-85474-138-3). Denisia, 16, 203 - 208. https://www.researchgate.net/publication/237547245_The_Pipeline_Menace_of_Freshwater_Bryozoans
- Wright, D.A., Dawson, R., Orano-Dawson, C.E. & Moesel, S.M. (2007). A Test of Efficacy of a Ballast Water Treatment System Aboard the Vessel Coral Princess. *Marine Technology and SNAME news*, 44 (1), 57-67. Hentet fra: https://www.researchgate.net/publication/233587108_A_Test_of_the_Efficacy_of_a_Ballast_Water_Treatment_System_Aboard_the_Vessel_Coral_Princess (15.12.2020).

- Wu, Z. & Chen, H. (2018). Comparison of invertebrate removal by traditional-BAC and pre-BAC treatment processes: verification in a full-scale drinking water treatment plant. *Water Science and technology: Water Supply*, 18(4), 1261 - 1269. <https://doi.org/10.2166/ws.2017.193>
- Wu, Z., Tang, X. & Chen, H. (2021). Seasonal and treatment-process variations in invertebrates in drinking water treatment plants. *Frontiers of Environmental Science & Engineering volume*, 15, Artikkel: 62. <https://doi.org/10.1007/s11783-020-1354-6>
- Xue, X., Schoen, M.E., Ma, X.C., Hawkins, T.R., Ashbolt, N.J., Cashdollar, J. & Garland, J. (2015). Critical insights for a sustainability framework to address integrated community water services: Technical metrics and approaches. *Water Research*, 77, 155-169. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.03.017>
- Yin, W., Zhang, J., Liu, L., Zhao, Y., Li, T. & Lin, C. (2012). Removal efficiency of invertebrates in the filtrate of biologically activated carbon filter with sand bed. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 61(4), 228 - 239. <https://doi.org/10.2166/aqua.2012.051>
- Zhou, X., Zhang, K., Zhang, T., Li, C. & Mao, X. (2017). An ignored and potential source of taste and odor (T&O) issues – biofilms in drinking water distribution systems (DWDS). *Applied Microbiology and Biotechnology*, 101, 3537 - 3550. <https://doi.org/10.1007/s00253-017-8223-7>.
- Ødegaard, H. (Red.). (2014). Vann- og avløpsteknikk, 2.utg. Idetrykk: Hamar
- Ødegaard, H., Brandt, J. Liane, S.F. & Østerhus, S. (2015). Veiledning for dimensjonering av vannbehandlingsanlegg (Norsk vannrapport 212).
- Ødegaard, H., Østerhus, S. & Melin, E. (2014). *Veiledning i mikrobiell barriere analyse (MBA) – Revidert utgave av Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis* (Norsk vann rapport 209).

9 VEDLEGG

VEDLEGGLISTE	
VEDLEGG:	VEDLEGGNAVN:
A	Mikrobiell barriere analyse (MBA)
B	Magasinrouting Benna
C	Karakteristikker ved ulike MCDA-metoder
D	Forutsetninger for kostnadsestimater
E	Utsendt ark til prosessleverandører
F	Utsendt Excel-ark til totalentreprenør
G	Kostnadsestimater
H	Forutsetninger for klimagassregnskap
I	Kriterieverdier for hovedscenario
J	Mosdyr i ledningsnett
K	Test protokoll pilot-testing Benna 2020
L	Prosjektmandat pilot-testing Benna 2020
M	Konkurransesgrunnlag pilotanlegg Benna fra Doffinbasen
N	Foreløpige resultater risikobasert prøveprogram, Benna
O	Verdifunksjoner, verdier og vektorer for utvidede analyser

Vedlegg A – Mikrobiell Barriere Analyse (MBA)

Dette vedlegget er stort sett en oppsummering av kapittel 1 og 2 i Norsk Vann rapport 209 (Ødegaard et al., 2014). Alle figurer er hentet fra Norsk Vann rapport 209. Ødegaard et al. (2014) beskriver en mikrobiell barriere analyse (MBA) som: «et hjelpemiddel som skal føre vannverkseier til et godt beslutningsgrunnlag ved valg av vannbehandling og spesielt sluttdeinfeksjon, for å sikre tilstrekkelige hygieniske barrierer i vannverket.». Det er i prinsippet tre måter å beskytte befolkningen mot sykdom gjennom vannforsyningen, der en MBA omhandler de to første punktene:

- Forhindre at vannbårne, patogene mikroorganismer kommer seg til råvanninntaket i drikkevannskilden ved å gjøre tiltak i nedslagsfeltet og/eller i selve vannkilden.
- Forhindre at vannbårne, patogene mikroorganismer kommer ut på distribusjonsnettet ved bruk av desinfeksjonsmetoder og partikkelseperasjonsmetoder i vannbehandlingen.
- Forhindre at det behandlede vannet som forlater vannbehandlingsanlegget ikke kontamineres på nytt ut på distribusjonsnettet.

De fleste mikroorganismer som befinner seg i vann er ikke sykdomsfremkallende (patogene). Det er derimot flere mikroorganismer som kan utgjøre en helsemessig risiko for mennesker. Selv om drikkevannet i Norge stort sett er av god kvalitet, rapporteres det om årlige sykdomsutbrudd som skyldes drikkevann. Andersen (2016) hevder de vanligste årsakene til sykdomsutbrudd er forurensing av råvannet og manglende desinfeksjon.

Det skilles ofte mellom tre typer mikroorganismer som kan fremkalle sykdom; virus, bakterier og parasitter (Ødegaard, 2014, s. 130). Virus finnes typisk i størrelsesordenen 0.02 – 0.2 μm , og er de minste patogene mikroorganismene (Crittenden, 2012, s.80). Bakterier, f.eks. *E. coli*, er encellede organismer med en størrelse på mellom 0.1 til 10 μm , mens parasitter, f.eks. *Giardia Lamblia*, har en størrelse på mellom 1 til 100 μm . De vanligste rapportert smitekildene ved vannbårne sykdomsutbrudd i Norge fra 1988 til 2014 er Noroviruset og bakterien *Campylobacter* (Andersen, 2016). Av parasitter i drikkevann er det ofte fokus på protozoer som *Giardia Lamblia* og *Cryptosporidium* av de som kan være årsak til sykdom. Parasitter er også langt mer resistente ovenfor desinfisering ved klor sammenlignet med bakterier og virus (Ødegaard, 2014, s. 131).

Drikkevann er en ypperlig arena for spredning av patogene mikrober, og sykdomsutbrudd tilknyttet drikkevann er ofte store hvis en sammenligner med f.eks. sykdomsutbrudd fra matindustrien (Crittenden, 2012, s. 84). Det ble eksempelvis anslått at 5000-6000 ble smittet ved *Giardia Lamblia*-utbruddet i Bergen i 2004 (Andersen, 2016). Det reelle antallet som blir syke av drikkevannet er langt høyere enn hva som blir registrert fordi ikke alle utbrudd blir oppdaget og rapportert.

Det finnes utallige mikroorganismer i vannet, og sannsynligheten for å finne en spesifikk patogen mikroorganisme i vannprøver er liten (Ødegaard et al., 2014). Av den grunn benyttes det derfor noe som kalles indikatororganismer, som skal gi god kunnskap om en eventuell forurensing av vannet. Indikatororganismer må oppfylle tre kriterier; de må være enkle å påvise, de må finnes i store nok mengder til å kunne påvises med stor grad av sikkerhet og de må gi en indikasjon på risikoen for sykdom. I henhold til Drikkevannsforskriften skal rutineprøver av drikkevann inkludere indikatorene: *E. coli*, I. enterokokker, *C. perfringens* (inkludert sporer), Koliforme bakterier og Kimtall (22 °C). *E. coli* benyttes for eksempel som indikator på fersk fekal vannforurensning, mens sporer av *C. perfringens* benyttes som indikator for virus og protozoer.

MBA-prosedyren

Selve prosedyren i MBA veiledningen fra Ødegaard et al. (2014) består av følgende steg:

- 1) Bestemmelse av kvalitetsnivå på råvann, som er avhengig av
 - Historiske data for råvannskvalitet (siste 3 år)
 - Nye data basert på et utvidet eller risikobasert prøveprogram (om nødvendig)
- 2) Bestemmelse av nødvendig barrierehøyde, som er basert på
 - Kvalitetsnivå på råvann (steg 1)
 - Vannverkets størrelse som angir risikoen ved et barriere tap
- 3) Bestemmelse av barrierenivå i nedslagsfelt og vannkilde, avhengig av
 - Beskyttelsestiltak for nedslagsfelt og kilde
 - Overvåkning av råvannskvalitet
- 4) Bestemmelse av barrierenivå i vannbehandlingen, basert på
 - Type vannbehandling
 - Driftsovervåking av kvaliteten på behandlet vann

5) Bestemmelse av desinfeksjonsbarrierer, avhengig av

- Desinfeksjonsmetoder
- Dosering i desinfeksjonsprosessen

6) Bestemmelse av total barrierestatus, som er lik Steg 2 ÷ Steg 3 ÷ Steg 4 ÷ Steg 5

Verdien av tiltakene (barrierenivå) i steg 3, 4 og 5, som implementeres for å forbedre barrierevirkningen i et vannverk, uttrykkes i form av log-reduksjon av de enkelte patogen-grupper (kalt log-kreditt). Log-reduksjon beskriver oppnådd inaktiveringsgrad av vannbårne, patogene mikrober. Log reduksjon måles på en logaritmisk skala hvor 1-log reduksjon tilsvarer 90.0 % inaktivering, 2-Log reduksjon tilsvarer 99.0 % inaktivering og 3-Log reduksjon tilsvarer 99.9 % inaktivering osv. I praksis benyttes angivelsen $1.0 \log + 1.0 \log + 1.0 \log$, der tallverdien referer til log reduksjon, mens bokstaven referer til aktuell patogen. Total barrierestatus for vannverket blir dermed en subtraksjon av log-kredittene (bestemt i steg 3, 4 og 5) fra nødvendig barrierehøyde (steg 2).

Kort om gjennomføring av MBA-proseduren

For å bestemme vannkvalitetsnivå til kilder (steg 1) benyttes to nivåer:

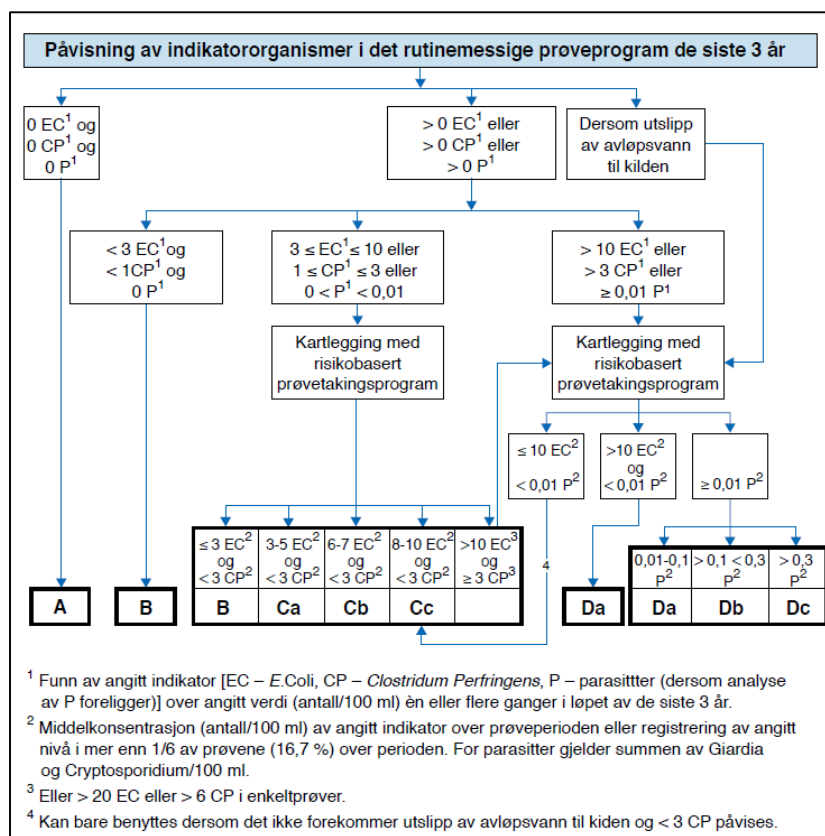
1. Rutineanalyser av vannkvaliteten over de siste 3 år
2. Utvidet kartlegging av vannkvaliteten gjennom et risikobasert prøveprogram

Vannkildens hygieniske vannkvalitet er bestemt gjennom følgende patogene mikroorganismer:

- *E. coli* (nivå 1 & 2)
- *C.perfringens* (nivå 1 & 2)
- *Giardia* og *Cryptosporidium* (nivå 2)

Det er rutineanalysene i nivå 1 som bestemmer om det er nødvendig å gjennomføre nivå 2 med den utvidede kartleggingen av vannverkets råvannskvalitet. *Figur A* viser «veikartet» som er grunnlaget for å bestemme vannkvalitetsnivå. Hvis vannkvaliteten med hensyn til *E. coli* og *C. perfringens* er god nok kan vannkvalitetsnivået bestemmes direkte (A eller B). Hvis indikatororganismer påvises over angitt verdi er det behov for å utføre en utvidet kartlegging av den mikrobielle råvannskvaliteten. Denne består av to trinn (nivå C eller nivå D), og hvor en havner i «veikartet» baseres på et risikobasert

prøveprogram. Når vannkvalitetsnivået i råvannet er bestemt og vannverkets størrelse er kjent, kan man bestemme vannverkets nødvendige barrierehøyde (steg 2), se *Figur B*.



Figur A: Bestemmelse av vannkvalitetsnivå.

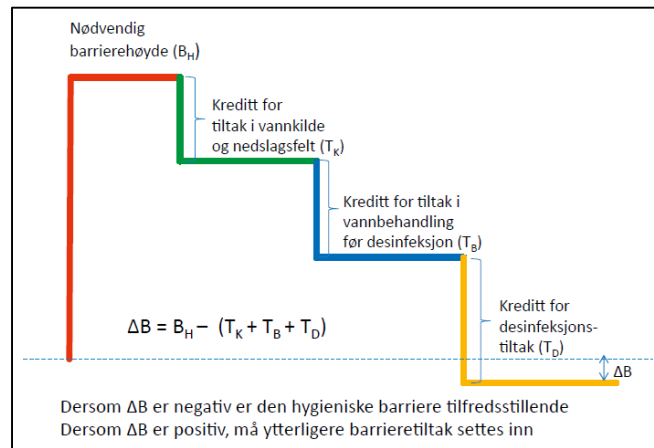
Vannverkets størrelse		Vannkvalitetsnivå i kilde			
		A	B	C	D
Nødvendig barrierenivå	< 1000 personer tilknyttet	3,0b + 3,0v + 2,0p	4,0b + 4,0v + 2,0p	a. 4,5b + 4,5v + 2,5p b. 4,5b + 4,5v + 2,75p c. 4,5b + 4,5v + 3,0p	a. 5,0b + 5,0v + 3,0p b. 5,0b + 5,0v + 3,5p c. 5,0b + 5,0v + 4,0p
	1000 - 10.000 personer tilknyttet	3,5b + 3,5v + 2,5p	4,5b + 4,5v + 2,5p	a. 5,0b + 5,0v + 3,0p b. 5,0b + 5,0v + 3,25p c. 5,0b + 5,0v + 3,5p	a. 5,5b + 5,5v + 3,5p b. 5,5b + 5,5v + 4,0p c. 5,5b + 5,5v + 4,5p
	> 10.000 personer tilknyttet	4,0b + 4,0v + 3,0p	5,0b + 5,0v + 3,0p	a. 5,5b + 5,5v + 3,5p b. 5,5b + 5,5v + 3,75p c. 5,5b + 5,5v + 4,0p	a. 6,0b + 6,0v + 4,0p b. 6,0b + 6,0v + 4,5p c. 6,0b + 6,0v + 5,0p

Figur B: Bestemmelse av nødvendig barrierenivå.

Total barrierestatus (ΔB) for vannverket er lik nødvendig barrierehøyde ($B_{h\ddot{o}yde}$) minus oppnådde log kreditter for tiltak i vannkilde og nedslagsfelt (T_{kilde}), log kreditter for vannbehandlingen før desinfeksjon ($T_{vannbehandling}$) og log kreditter for desinfeksjon ($T_{desinfeksjon}$), og er gitt i Ligning 1.0:

$$\Delta B = B_{h\ddot{o}yde} - (T_{kilde} + T_{vannbehandling} + T_{desinfisering}) \quad (1.0)$$

Hvis ΔB er negativ er den hygieniske barrieren tilfredsstillende, men dersom ΔB er positiv må ytterligere barrieretiltak settes inn. Se *Figur C* for illustrasjon over trinnene i en MBA prosedyre.



Figur C: Oversikt over trinnene i prosedyren for mikrobiell barriere analyse (MBA).

Risikoen for mikrobiell kontaminering i drikkevannskilder varierer gjennom året. Det risikobaserte prøveprogrammet tar sikte på å fange opp situasjoner der det er mest sannsynlig at patogene mikrober kan forekomme i størst mulige mengder. Dette gjelder i følgende situasjoner:

1. Vårsirkulasjonen
2. Høstsirkulasjonen
3. Normalnedbørdøgn i sommer- og/eller vinterhalvåret
4. Kraftignedbørdøgn i løpet av høsten og snøsmelting i løpet av vår og høst

Antall prøver i det risikobaserte prøveprogrammet for vannverk som er større enn >10 000 pe skal minst være 24 prøver gjennom året. I prøvene skal det analyseres for *E. coli*, *C. perfringens*, og eventuelt parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium*.

Vedlegg B – Magasinrouting Benna

Magasin Routing (på engelsk: level pool routing eller reservoir routing) er en metode for å kalkulere et magasins utløpshydrograf og tilhørende vannivå ved ulike tilsigssituasjoner (Killingtveit & Sælthun, 2003). For å utføre en magasin routing er det også nødvendig med volumkurven (vannivå-volum) og utløpskurven (vannivå-vannføring) til magasinet, samt et kjent vannivå og innløpshydrografen. Volumkurven kan avledes ved hjelp av topografiske kart eller feltundersøkelser, mens utløpskurven kan avledes ved hjelp av feltmålinger eller hydrauliske modeller.

Metoden er basert på kontinuitetsligningen, Ligning 1.0, der endring i volum, ΔS , er lik gjennomsnittlig vannføring inn til magasinet i tidsintervallet t , $\bar{I}\Delta t$, minus gjennomsnittlig vannføring ut av magasinet i tidsintervallet t , $\bar{Q}\Delta t$. Metoden antar at vannivået i magasinet til enhver tid er horisontalt.

$$\Delta S = \bar{I}\Delta t - \bar{Q}\Delta t \quad (1.0)$$

Det finnes ulike beregningsmetoder for magasin routing, men Puls metoden (på engelsk: The Puls method) er tradisjonelt sett mest benyttet (Killingtveit & Sælthun, 2003). Puls metoden omorganiserer kontinuitetsligningen fordi det er ønskelig at de ukjente er på venstre side av likhetstegnet, mens alle kjente plasseres på høyre side, se Ligning 1.1:

$$\left(\frac{S_2}{\Delta t} + \frac{Q_2}{2}\right) = \frac{I_1 + I_2}{2} + \left(\frac{S_1}{\Delta t} + \frac{Q_1}{2}\right) - Q_1 \quad (1.1)$$

Det er to scenarioer for videre kalkuleringer. Det ene scenarioet er at det er to ukjente (S_2 og Q_2) og én ligning, noe som betyr at det er nødvendig med en ligning til. Denne ekstra ligningen er basert på forholdet mellom volum i magasinet og utløp fra magasinet (volum-utløp) og kan finnes ved hjelp av volumkurven og utløpskurven for magasinet. Det andre scenarioet er at Q_2 er kjent og at en står igjen med bare én ukjent, S_2 , og én ligning. For at Q_2 skal være kjent må en til enhver tid vite hvor mye vann som tappes ut fra magasinet.

I den forenklete routing modellen for magasinet i Benna benyttes scenario 2, der utløp, Q_2 , settes som kjent. Uttak av vann for full reservevannforsyning (800 eller 1200 l/s) pluss krav til minstevannføring i Loa (100 l/s) pluss tap av vann i den nye renseprosessen (X l/s) gir et fult kontrollert utløp fra magasinet. Tap av vann i silanlegget settes lik 0 siden

spylevannet føres tilbake til kilden. Det er derimot urealistisk at vannforbruket ved full reservevannforsyning er på 1200 l/s til enhver tid, siden vannforbruket vil variere gjennom døgnet. Likevel vil et slikt «verste scenario» kunne gi en indikator på hvor lenge reservevannforsyningen kan opprettholdes. Ligning 1.1 omorganiseres på nytt.

$$S_2 = S_1 + \left(\left(\frac{I_1 + I_2}{2} \right) - \left(\frac{Q_1 + Q_2}{2} \right) \right) * \Delta t \quad (1.1a)$$

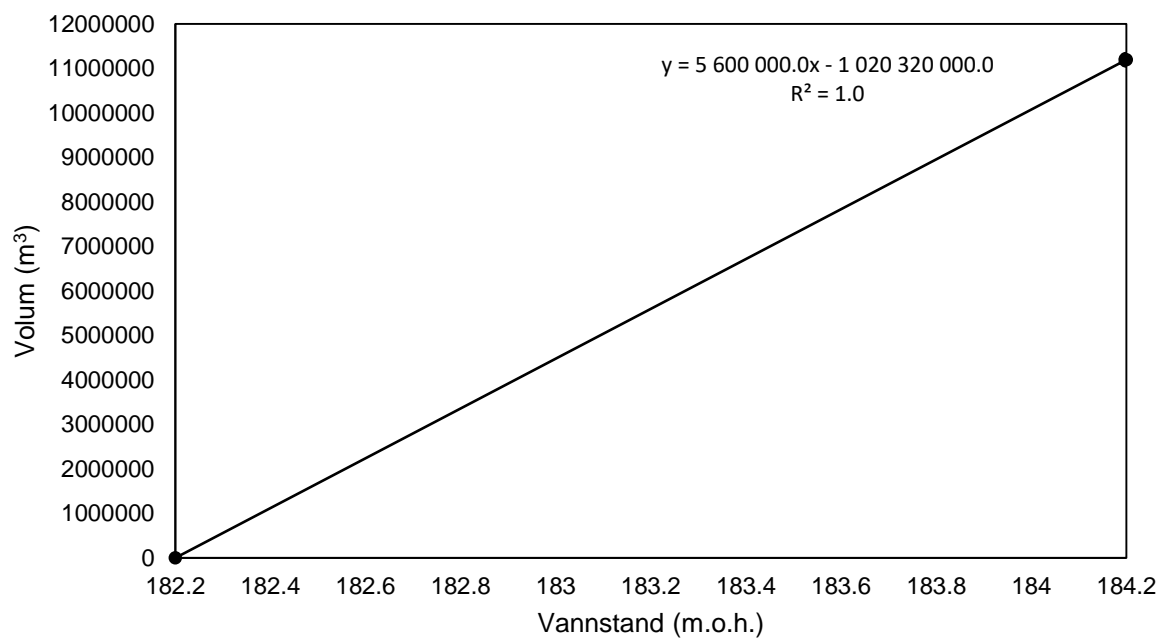
Basert på ligning 1.1a kan en analysere hvordan magasinet i Benna påvirkes ved forskjellige uttak av vann over tid. Den forenklede routing modellen kjører med fullt magasin (S_1 lik 11 200 000 m³) fra starten. Avrenning til magasinet, I, baseres på en modellert tilsigsserie for Benna (m³/s) tilsendt av Knut Alfredsen. Tilsigsserien er modellert av og Ånund Killingtveit. Fra den modellerte tilsigserien er det tatt ut en periode i året med lavest, gjennomsnittlig tilsig (år 2000) for å illustrere tilsiget i et tørrår. Tidsintervallet settes til døgn. Basert på dette kan volum, S_2 , finnes ved formel 1.1a.

For å omgjøre volum (m³), S_2 , til vannivå (m), H, er modellen avhengig av Benna sin volumkurve. Etter mailkorrespondanse med Melhus og Trondheim kommune er det mye som tyder på at det ikke er laget en volumkurve for Benna. Det er derfor laget en forenklet volumkurve der en går ut fra en lineær sammenheng mellom LRV og HRV, der LRV settes lik 0 og HRV settes lik 184.2 m.o.h, se *Figur A*. Dette gir en ligning som kan benyttes til å regne ut vannivå i Benna.

Excel utfører deretter en stegvis routing kalkulering, der en benytter samme prosedyre for hvert etterfølgende steg (døgn). Målet med den forenklede routing er å finne frem til når Benna går under LRV på 182.2 m.o.h ved forskjellige uttak av vann. Modellen stopper derfor i det magasinet når LRV, og det er mulig å sammenligne på hvilken dag dette skjer for hver pilot. Det er benyttet både 800 l/s og 1200 l/s i kalkuleringene.

For å sjekke modellen ble Q_{inn} satt som midlere tilsig på 0.481 m³/s (normalår) og Q_{ut} ble satt til 0.9 m³/s (800l/s + 100l/s). Dette ga full reservevannforsyning i 11 måneder, noe som stemmer overens med det kommunen har oppgitt for et normalår med full reservevannforsyning i 10-12 måneder (Bellingmo et al., 2017).

Volumkurve Benna



Figur A: Volumkurve Benna

Vedlegg C – Karakteristikker ved ulike MCDA-metoder

Kategori	MCDA-metode	Kort beskrivelse av metoden	Referanse
Verdifunksjonsmetoder	AHP (Analytical Hierarchy Process)	AHP strukturer beslutningsproblemet i et hierarki. I AHP foretas parvise sammenligninger av kriterier og alternativer med en 9-punkts preferanseskala som beskriver den relative viktigheten mellom variantene. Deretter aggregeres de beregnede kriterievekter og verdier til en total verdi for hvert alternativ, slik at de kan rangeres.	Saaty (1994).
	MAUT (Multi-Attribute Utility Theory)	Fundamentet i MAUT er bruken av partielle nyttefunksjoner (som tar hensyn til risiko) som omgjør et alternativs kriteriescore til en dimensjonsløs score mellom 0 og 1. Beslutningstakerens preferanser blir uttrykt ved hjelp av en global nyttefunksjon for hvert alternativ, som brukes til å rangere alternativene.	Dyer (2016).
	MAVT (Multi-Attribute Value Theory)	MAVT er veldig lik MAUT, men bruker verdifunksjoner, og ikke nyttefunksjoner, og tar derfor ikke hensyn til usikkerhet. MAVT rangerer alternativene basert på aggregering av partielle verdifunksjoner for hvert kriterium til en global verdifunksjon.	Dyer (2016).
	SMART (Simple Multi-Attribute Rating Technique)	SMART er en forenkling MAVT. Kriteriescoren til alternativer omgjøres til en felles kardinal skala. Verdifunksjonene som benyttes (likt som MAVT) bruker variasjonen mellom laveste og høyeste kriteriescore for hvert kriterium. Selve evalueringen av alternativene er ikke avhengig av andre alternativer.	Olson (1995).
Mål- og referanse-punktsmetode	TOPSIS (Technique for Order Preference by Similarity to an Ideal Solution)	TOPSIS finner det alternativet som er nærmest den ideelle løsningen og lengst i fra den verste. Valgt løsning skal ha den korteste Euklid avstanden fra ideell positiv løsning (PIS) og den lengste Euklid avstanden fra den ideelle negative løsningen (NIS).	Hwang & Yoon (1981).
Rangeringsmetoder	ELECTRE I (ELimination Et Choix Traduisant la REalite)	ELECTRE I benyttes ved valg av alternativ. Fundamentet i metoden at to og to alternativer vurderes mot hverandre med binære rangeringsrelasjoner. Metoden benytter indekser til å oppnå rangeringsrelasjoner (Konkordansindeks diskordansindeks, vetonivå). De beste alternativene er de som ikke er dominert av andre alternativer, men metoden gir ingen komplett rangering av alternativene.	Belton & Steward (2002).
	ELECTRE II	ELECTRE II brukes ved rangeringsproblemer. Metoden er basert på ELECTRE I, men benytter i tillegg to rangeringsrelasjoner; en svak og en sterk. Metoden gir en partiell og komplett rangering.	
	ELECTRE III	ELECTRE III Benytter pseudo-kriterier, også kalt kvasikriterium (indifferens-, referanse og vetonivå), i stedet for reelle kriterier. Etter preferansemodelleringen er konkordans- og diskordansindeks beregnet. Metoden gir en partiell og komplett rangering, den er ikke kompensierende, og tar hensyn til usikkerheter i informasjonsgrunnlaget og ved beslutningstakerens preferanser. Metoden gir en partiell og komplett rangering.	
	ELECTRE IS	Lik metode som ELECTRE I, og brukes ved valg av alternativ. Forskjellen er at ELECTRE I benytter pseudo-kriterier (indifferens-, referanse og vetonivå)	
	ELECTRE IV	Lik som ELECTRE III, men vektlegger alle kriterier likt.	
	ELECTRE TRI	Er basert på ELECTRE III, men ordner alternativene i gitte kategorier.	
	PROMOTHEE I (Preference Ranking Organization METHods for Enrichment Evaluations)	Parvise sammenligninger av alternativer. Metoden introduserer forskjellige funksjoner for å beskrive beslutningstakeres preferanser. Metoden summerer både «negativ rangeringsstrøm» og «positiv rangeringsstrøm» for hvert alternativ, som deretter brukes som bevis for om et alternativ er like godt eller bedre enn et annet. I PROMETHEE I fjernes alle alternativer som er usammenlignbare, og dermed vil resultatet være en partiell rangering av alternativer.	Belton & Steward (2002).
	PROMOTHEE II	Veldig lik PROMETHEE I, men regner gjennomsnittet av både «negativ rangeringsstrøm» og gjennomsnittet av «positiv rangeringsstrøm» istedenfor summen, slik som i I. Deretter beregnes «netto rangeringsstrøm» som benyttes for komplett rangering av alternativene.	

Vedlegg D - Forutsetninger for kostnadsestimater

Qdim

Prosessene skal dimensjoneres for 1200 l/s. Dette er det prognoserte vannforbruket til regionen i 2060 (Andersen et al., 2010). I konsesjonen fra NVE er det lov å ta ut 800 l/s ved full reservevannforsyning, og det må derfor søkes om tillatelse til å ta ut 1200 l/s. Grunnen til at prosesser skal dimensjoneres for 1200 l/s er at eksisterende anlegg (silanlegget og UV) er dimensjonert for 1200 l/s. I tillegg vil en prosess dimensjonert for 1200 l/s gi 50% sikkerhet (redundans) ved dagens situasjon med et vannbehov ved full reservevannforsyning på 800 l/s.

Disponering av vaskevann

Ved etablering av nytt rensetrinn ved Benna VBA vil det være behov for utslipp av vaskevann. Det er skissert tre potensielle scenarier for håndtering av spylevannet:

1. Utslipp på avløpsnett
2. Utslipp føres tilbake til drikkevannskilden Benna
3. Utslipp til nærliggende bekk Loa

Oppsummert vil alle prosesser som benytter kjemikalier for rengjøring, uavhengig av scenario 1, 2 og 3, antas å måtte nøytralisere vaskevannet før utslipp. Dette kan medføre betydelige kostnader for flere prosesser, og dette er tatt hensyn til i kostnadsestimatene.

Det må søkes om utslipp av avløpsvann til resipient (Forurensningsloven § 8, 2021). I utslippssøknader bør det være en kvalifisert vurdering av mulige konsekvenser av det omsøkte utslippet (Bjørklund & Johnsen, 2001). Dette kan være en enkel og teoretisk vurdering, eller mer utfyllende biologiske og vannkjemiske undersøkelser. Det er deretter Statsforvalterens miljøavdeling som vurderer om det gis tillatelse for utslipp til resipient.

Ifølge Bjørklund & Johnsen (2001), er det ofte krav om at de mest risikobetonte utslippene føres til tett tank og fraktes bort, de mindre risikobetonte utslippene kan gå til offentlig avløpsnett, mens de mer «naturlige» utslippene kan slippes til egnet resipient. Utslipp til resipient er avhengig av resipientens sårbarhet (vannføring, vannkvalitet, brukerinteresser, etc.). Bekker og elver regnes som dårligere resipienter enn innsjøer, og kravene kan derfor være strengere for utslipp.

Scenario 1. Utslipp på avløpsnett

Spylevannets mengder og sammensetning, størrelsen på tilknyttet avløpsreanseanlegg og dens prosessoppbygning avgjør om det er mulig for påslipp av vaskevann på det kommunale avløpsnett. Dagens avløpspumpestasjon ved Benna VBA og tilhørende avløpsledninger er kun dimensjonert for gråvann og toalettspyling fra Benna VBA. Vaskevannsmengdene som produseres ved rengjøring av de ulike prosessene er derfor for store til at de kan sendes ut på det kommunale avløpsnett slik situasjonen er i dag. Det vil derfor kreve store tilleggskostnader for å oppgradere anlegget, for eksempel å legge ledningsdimensjoner for aktuelle spylemengder. Kostnadene tilknyttet dette vil være tilnærmet like for alle sju prosesser, men prosessene som bruker kjemikalier antas å måtte nøytralisere pH før påslipp på avløpsnett. Dette er fordi pH i avløpsvannet kan påvirke effektiviteten av avløpsrensingen siden både kjemisk og biologisk rensing er avhengig av å foregå innenfor bestemte pH områder (Ødegaard, 2014).

Scenario 2. Utslipp i drikkevannskilden Benna

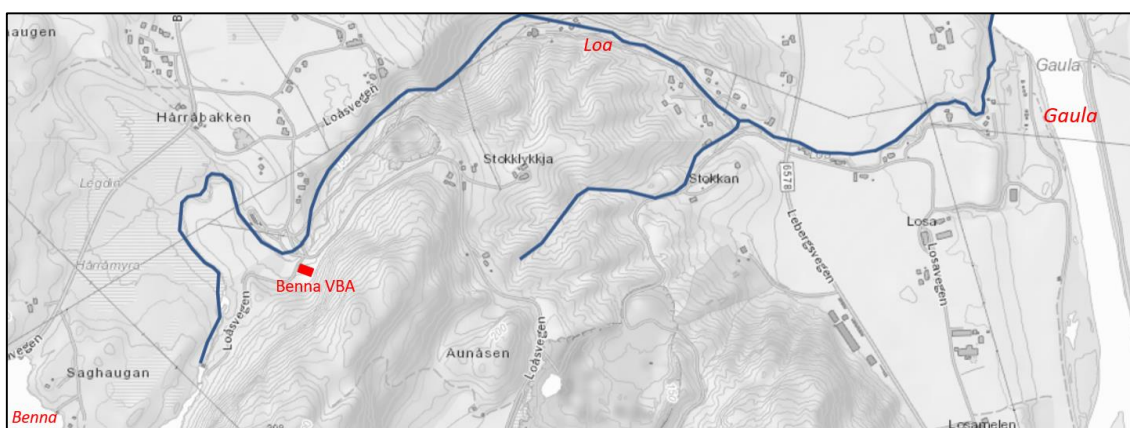
Ved tilbakeføring av spylevann til drikkevannskilder er det vanlig at det foretas en helsemessig konsekvensvurdering av de planlagte utslippene. Bjørklund & Johnsen (2001) hevder «Konfliktpotensialet ved alle typer utslipps-saker er alltid størst når resipienten for utslippet også tjener som drikkevannskilde. I slike tilfeller vil det stilles strengere krav til både sikkerhet ved de foretatte konsekvensvurderinger og til håndtering av selve utslippene.».

Utslipp av spylevann til Benna vil kreve at det etableres en pumpestasjon ved Benna VBA, ledningstrasé og utslippsanordning i kilden. Kostnadmessige forskjeller mellom prosessene vil være små siden forskjellene i spylevannsmengder kan utjevnes med et utjevningssjø for oppsamling. Dette er generelt gunstig siden et kontinuerlig og minimalt utslipp av spylevann vil ha større fortynningspotensiale i kilden, sammenlignet med store, diskontinuerlige utslipp. Det er ukjent hvordan Benna reagerer på pH, så prosessene som benytter kjemikalier i rengjøringen antas å måtte nøytralisere pH før utslipp. Dette avgjøres av Statsforvalterens miljøavdeling. Fordelen med å tilbakeføre spylevann til Benna er at tapet av produsert vann i prosessene kan neglisjeres, og at en dermed maksimerer leveringskapasiteten til Benna.

Scenario 3. Utslipp til nærliggende resipient, bekken Loa.

Loa er en bekkestrekning på 2,7 km som har sitt utspring fra Benna og munner ut i Gaula, se *Figur A*. Loa renner langs spredt bebyggelse og jordbruksområder, der den første kilometeren nedstrøms Benna er bratt og ulendt (Nøst & Bergan, 2010). Loa er gjennomgående 4-5 m bred, men nederst i munningsområdet påvirkes vanddybder og vanddekt areal av vannføringen i Gaula. I konsesjonen fra NVE for omdisponering av vannressursene i Benna ble det bestemt at Loas minste vannføring skulle være 100 l/s.

Investeringskostnadene for dette scenarioet vil være minimale sammenlignet med de to andre scenarioene siden det ikke må legges ledninger over store avstander. Utslipp av vaskevann til Loa antas derfor å være det billigste scenarioet, og dermed også det mest sannsynlige scenarioet. En vurdering av Loas egnethet som resipient er derfor beskrevet i det etterfølgende. Utvidet vurdering vil måtte gjennomføres i en eventuell utarbeidelse av en utslippstillatelse.



Figur A: Oversikt over bekkestrekningen Loa

Resipient vurdering Loa

Ifølge Nøst & Bergan (2010), bør følgende forhold belyses ved tiltak som kan medføre konsekvenser for brukerinteresser og det biologisk mangfoldet i Loa:

- Gaula er et vernet vassdrag, og hvordan skal en ivareta verneinteressene
- Gaula er et laksevassdrag, og hvordan skal en ivareta sjøvandrende fiskebestander
- Dokumentasjon av sårbare og truede naturtyper og arter
- Konsekvensene av tiltaket og vurdering av mulige avbøtende tiltak

Ifølge Nøst (2016), er Loa vurdert til å være et svært viktig gyte- og oppvekstområde for sjøørretbestanden i Gaulavassdraget. Dette bekreftes på mange måter av NVE og konsesjonen for omdisponering av vannressursene i Benna som sier at kommunen forplikter seg til å: «Sørge for at forholdene i Benna og Loa er slik at de stedegne fiskestammene i størst mulig grad opprettholder naturlig reproduksjon og produksjon, og at de naturlige livsbetingelsene for fisk og øvrig naturlig forekommende plante- og dyrepopulasjoner forringes minst mulig.». I tillegg har Loa vist seg å være et viktig vassdrag for Ål (*Anguilla anguilla*), som innehar en stor risiko for utdøing (Nøst & Bergan, 2010). I NVE vann-nett (u.å.) oppnår Loa miljømålet for god økologisk og kjemisk tilstand for 2022-2027 etter Vannforskriften. Utslipp av spylevann til Loa skal derfor ikke påvirke eller forverre Loas kvaliteter og egenskaper for sjøørret, laks og ål.

Det er krav om 100 l/s som minste vannføring i Loa. Ifølge Nøst & Bergan (2010), utgjør 100 l/s gjennomgående ca. 80-90% av elvas fulle bredde med varierende vanddybde og vannhastighet. Dette nivået vurderes å kunne ivareta de viktigste gyte og oppvekst arealer for laksefisk i vassdraget i perioder med lite nedbør og naturlig avrenning fra feltet. Ifølge Nøst (2016), er lav vannføring og tørrlegging av Loa gjennom vinteren anset som kritisk for overlevelse av de sårbare livsstadiene til laksefisk. Et kontinuerlig utslipp av spylevann fra et utjevningsbasseng ved Benna VBA vil bidra til å øke tilsiget til Loa, samt redusere sannsynligheten for at bekkeløpet tørrlegges i perioder gjennom året, noe som kan være gunstig for den økologiske tilstanden i Loa.

Prosessene som ikke bruker kjemikalier inngår i de mer «naturlige» utslippene og kan slippes direkte uten noen form for behandling. Usikkerheten med hensyn til å kunne oppnå utslippstillatelse for spylevann med kjemikalierrester er vurdert til meget stor i og med at resipienten (Gaula) er lakseførende elv med periodevis lav vannføring. Dette begrunnes med at ferskvannsarter har forskjellige toleranser for forsuringspåvirkning, og det er i hovedsak reproduksjonsevnen som reduseres når forsuringen tiltar (Andersen et al., 1997). Generelt er det slik at ved økt forsuring vil artsrikdommen og det biologiske samfunnet minke. For eksempel har sjøørret og laks svak eller ingen forplantning under pH 5. Tveiten & Andreassen (2009) hevder at pH mellom 5-9 normalt har ingen skadelige effekter på fisk. Det er ukjent om Loa tåler utslipp av vann med lav pH. For å redusere faren for skader i resipienten vil prosesser som benytter kjemikalier i de videre vurderingene måtte nøytralisere pH før utslipp.

Utenfor Benna VBA kan det anlegges en nedgravd utjevningstank for vaskevann, slik at det kan slippes ut jevnt over døgnet med minst mulig mengde. Dette for å unngå at store bølger av vaskevann gjør skade på bekken (erosjon). En utjevningstank vil også forhindre massetransport som kan redusere gyteforhold for fisk, og dermed senke den naturlige produksjonsevnen hos vassdraget.

Andre faktorer som bør belyses i en eventuell søknad om utslippstillatelse er spylevannets sammensetning. Det er mulig at utslipp av store mengder virvelløse dyr (biomasse) kan øke næringstilbudet hos stedegen yngel og ungfisk av laksefisk i vassdraget. Det er derimot ukjent hvilken påvirkning store mengder av døde/levende virvelløse dyr har på den økologiske tilstanden i Loa.

Produksjonsbasseng og pumpestasjon nedstrøms prosessen

Det etableres et produksjonsbasseng nedstrøms prosessen for alle prosesser på grunn av følgende forhold:

Forsyning til forbrukere:

- Det å produsere mot et basseng nedstrøms prosess vil gi en jevnere og enklere drift sammenlignet med det å pumpe direkte ut på ledningsnettet med påfølgende variasjoner i forbruk. Prosessen kan også styres på nivå i produksjonsbasseng.
- Vannføringen gjennom prosessen kan styres på nivå i produksjonsbasseng for å prøve å minimere periodene med stillstans i prosessen ($Q = 0$ l/s). Lengre perioder uten drift krever at noen prosesser konserveres for å unngå begroing.
- Styring av utløpspumper vil forenkles siden pumper vil forsynes fra et større magasinivolum og ikke direkte fra utløpsrør fra prosessanlegget. Variasjoner i produksjonen kan gjennom døgnet være store og det vil kreve svært nøyaktig styringsparametere for utløpspumper (med kort responstid for pumpestyring) om anlegget skal fungere. Det er vurdert som at seriekoblede enheter (pumper, prosess osv.) som skal styres avhengig av hverandre kan skape driftsproblemer.
- Produksjonsbassengets volum antas til $V=3000$ m³ (Flatin, 2019). Dette tilsvarer ca. 1 times volum ved $Q_{\text{maks,i dag}} = 800$ l/s og bassenget vil under $Q_{\text{ordinær}} = 200$ l/s ha ca. 4 timer magasin kapasitet. Produksjonsbassenget har kun til formål å forenkle og sikre styringer av anlegget, og vil ikke ha funksjon som magasin sikkerhet.

- Løsningen som ovenfor begrunnet vil antas å forbedre leveringssikkerheten.

Spylevann

- Vannet som ble benyttet til spyling av filterne under pilottestingen ble ikke desinfisert. Det ble ikke registrert begroing på feil side av membranene eller filterne. Det antas derfor at en slik løsning med produksjonsbasseng der vannet er behandlet, men ikke desinfisert, kan benyttes som spylevann.
- En annen løsning kan være å føre en delstrøm av desinfisert vann inn til et eget spylevannmagasin for prosess, men dette er ikke vurdert i disse kostnadsestimatene.

Pumper og UV-aggregater

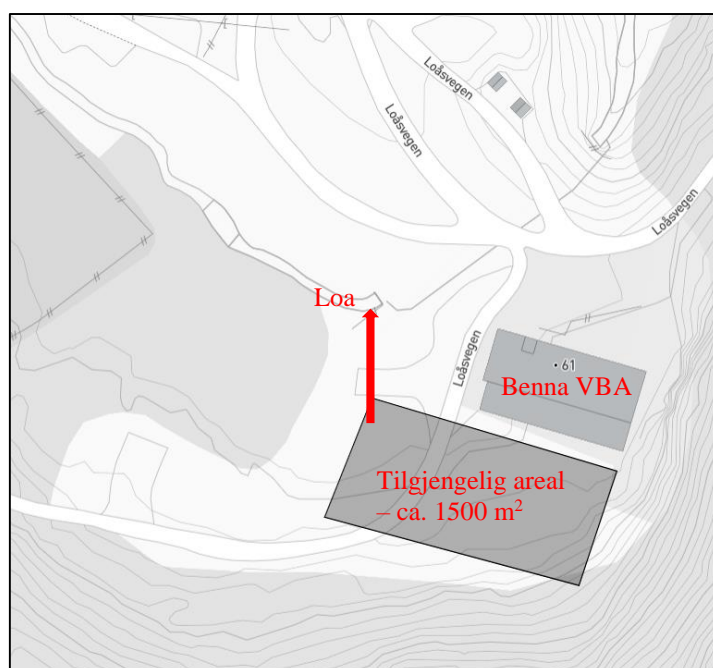
- For alle prosesser etableres utløpsspumper i egen kjeller med forsyning fra produksjonsbasseng. Pumpene forsyner forbrukere direkte basert på en presatt verdi for utløpstrykk eventuelt til mulig planlagt høydebasseng på Lundåsen (Flatin, 2019). Det etableres 3 stk. utløpsspumper hver med $Q=400$ l/s mot 30 mVS (Overkant rør kjeller Benna VBA er på kote +166 og et evt. høydebasseng på Lundåsen er på kote +176).
- UV-aggregater og dagens kloranlegg etableres nedstrøms utløpsspumper fordi det er ønskelig at desinfisering skjer sist i kjeden før drikkevannet pumpes ut på ledningsnettet.

Fremtidig høydebasseng

Det anbefales å etablere et høydebasseng tilknyttet Benna VBA for å oppta timevariasjon i forbruk, samt forbedre leveringssikkerheten. I tillegg vil et slikt høydebasseng kunne være styrebasseng for utløpsspumper i VBA. Høydebasseng plasseres slik at Kolstad pumpestasjon kan forsynes, og det må trolig etableres en trykkreduksjon i forbindelse med forsyning til Melhus. Det er ikke medtatt kostnadsestimater for disse etableringer, siden disse vil være like for alle prosesser. Det vil uansett kreves trykkforsterking etter prosess for å kunne forsyne Kolstad PS etter prosessanlegg i Benna VBA (Flatin, 2019).

Plassering av fullskala anlegg og arealbehov

De to flatene i kjelleren i eksisterende Benna VBA utgjør ca. 180 m² og 70 m² tilgjengelig areal hvis en flytter UV-aggregatene. Fullskala anlegg som har behov for mindre areal enn 180 m² vil kunne plasseres i eksisterende Benna VBA, men prosesser som krever mere enn 180 m² krever nye og større tilbygg. Disse vurderingene, for hver enkelt prosess, er gitt i *VEDLEGG G*. Uavhengig av valg av prosess antas det at et fullskala anlegg kan plasseres ved eksisterende Benna VBA, se *Figur B*.



Figur B: Tilgjengelig areal ved Benna VBA.

Bruk av kjemikalier

Bruk av kjemikalier ved drift av prosess vil medføre betydelige ekstrakostnader både ved investering og drift. Kjemikalier benyttes til rengjøring av filtre/membraner, for nøytralisering av vaskevann før utslipp til bekk og til konservering av prosess ved driftsmoduser som fordrer til lengre avbrudd i forsyningen/lite vannforbruk. Basert på pilot-testingen er det kun Trykksilen, UF-membranen og MF-membranen som benyttet kjemikalier. Kostnader tilknyttet bruk av kjemikalier er derfor basert på hvilke prosesser som benyttet kjemikalier i pilot-testingen. Det er mulig at andre prosesser også må benytte kjemikalier en gang i blant, for eksempel CIP (clean-in-place) én gang i året eller ved begroing av filtrene. Disse kjemikaliemengdene vil derimot være så små slik at det ikke vil være behov for kjemikalierom eller nøytraliseringsanlegg for utslipp til bekk.

Forventet levetid for et fullskala anlegg

Anleggets forventede levetid er viktig siden noen slidedeler, f.eks. membraner og filtermasser, vil måtte skiftes ut etter en viss periode. I veiledningen til TEK 17 (Direktoratet for Byggkvalitet, 2017) står det at materialer for bruk i VBA må velges ut fra helsemessige-, sikkerhetsmessige- og holdbarhetskriterier for å sikre forventet levetid, og at dimensjonering av vannforsyningsanlegg må tilpasses vannkvaliteten og grunnforholdene slik at forutsatt levetid kan oppnås.

I veiledningen til TEK 10 (Direktoratet for Byggkvalitet, 2013) var det anbefalt å bygge deler eller hele VA-anlegg for en levetid på 100 år. For mindre kostbare anlegg, for eksempel stikkledninger, kunne en levetid på 50 år velges. For maskintekniske og elektriske deler av et VA-anlegg var det anbefalt å velge en kortere levetid, for eksempel 10–30 år. Dette var typisk aktuelt for deler som er utsatt for stor slitasje (f.eks. pumper), deler der det er vanskelig å unngå korrosjon (ventiler), eller deler der det kan forventes en teknologisk utvikling.

Ifølge U.S E.P.A (2002), har VBA vanligvis en forventet levetid på mellom 20 og 50 år før de krever utvidelser eller rehabilitering, der maskintekniske og elektriske deler i vannbehandlingsanlegg har en forventet levetid på mellom 15-25 år. Dette bekreftes på mange måter av U.S E.P.A (2003) som hevder vannbehandlingsutstyr har en forventet levetid på 10-15 år. Til sammenligning har styringskomponenter, ventiler, betongkonstruksjoner og elektriske systemer en forventet levetid på henholdsvis 5-7 år, 35-40 år, 30-60 år og 7-10 år.

Basert på overnevnt informasjon settes den forventede levetiden for selve prosessene (maskintekniske og elektriske deler) til 20 år. 20 år benyttes derfor i beregningene av de årlige drift- og vedlikeholdskostnadene.

Vedlegg E – Utsendt ark til prosessleverandører

PROSESSTYPE:

Oppgitte data:

- Kapasitet : $Q_{dim} = 1200$ l/s
- Innløpstrykk : 1,5 bar til prosessrom
- Utslipp spylevann : Til bekk (forutsatt)
- Produksjonsbasseng etableres etter prosess : 3000 m³ (forutsatt)
- Ca. lengde ledning VBA til bekk (spyling) : 60-70 m
- Ca. høydeforskjell Benna VBA og utslippspunkt bekk : 10 m.o.h.

Ønsker besvart:

1. Krav til innløpstrykk (evt. trykk for effektiv spyling) :
 - Behov for ekstra trykkforsterker? :
 - Er dette medtatt i så fall? :

2. Spylevannbehov av produsert mengde (%) :
 - Vaskes med kjemikalier? :
 - Nøytraliseringsanlegg (hvis bruk av kjemikalier) :
 - Spylevann tas fra råvann eller eget reservoar? :

3. Arealbehov for komplett installasjon (Q=1200l/s) :
 - Prosessutstyr
 - Evt. kjemikalierom
 - Rørarrangement med utstyr/instrumentering

4. Ulike driftsmodus:
 - a) Reservevann kapasitet $Q=200-1200$ l/s ($Q_{dim} = 1200$ l/s)
 - b) Ordinær drift Trd/Melhus $Q=200$ l/s ($Q_{normal} = 200$ l/s)
 - b) Drift kun Melhus $Q=50$ l/s
 - c) Ingen drift $Q=0$ l/s (stillstans)

Krever anlegget konservering av prosess i forhold til driftsmoduser? :

I så fall er dette medtatt? :

Kapasitet må være inkl. spylevannsbehov :

5. Kostnadsestimat :
 - a) Anslått Investeringskostnad for komplett anlegg :
 - * Prosess med rør og instrumentering
 - * Styringer og automasjon/el.
 - * Evt. syre-vaskanlegg/nøytraliseringsanlegg/konserveringsanlegg
 - b) Anslått driftskostnad pr m³ :
 - * Strømforbruk (estimat)
 - * Kjemikalieforbruk (estimat)
 - c) Anslått vedlikeholdskostnad pr år :
 - * Reservedeler/slitedeler

- * Service
- * Driftspersonell (timer/år)
- * Annet

6. Miljø

Mål: Estimere global oppvarming potensial (klimagassutslipp).

Fase 1 (Produksjon/installasjon av prosess)

- Har EPD (Environmental declaration product) for produktet, evt. utslippsfaktor :

Fase 2 (Bruksfase)

- Strømforbruk (kwh/år eller kwh/m³ produsert) :

- Evt. kjemikalieforbruk ved Qnormal = 200l/s :

Type kjemikalie:	Brukt til? (konservering, nøytralisering, rengjøring)	Mengde: (tonn per år)	Produksjonssted:

Vedlegg F – Utsendt Excel-ark til totalentreprenør (Generalisert)

NTNU		PROSESS:		Dato:		
				Oppdrag: Benna		
				Utarbeidet av: ØODH		
POST	DIM	BESKRIVELSE	ENH	MENGDE	PRIS	SUM
1.00		GENERALKOSTNADER PROSESS				
1.1.		Konsulenttjenester	RS	1		
1.2.		Generalkostnader	RS	1		
1.00		SUM GENERALOMKOSTNINGER				
2.00		GRUNN OG BYGGGARBEIDER				
2.1.		Grunnarbeider tomt renseanlegg/basseng	RS	1		
2.2.		Produksjonsbasseng i betong (V=3000 m ²)	RS	1		
2.3.		Tillegg 500 m ³ produksjonsbasseng (>5% tap av vann)	RS	X		
2.3.		Overbygg for UV-teknisk rom	m ²	X		
2.4.		Byggarbeider nytt prosessrom	m ²	X		
2.00		SUM GRUNN OG BYGGGARBEIDER				
3.00		PROSESS				
3.1.		Prosess type X	Stk.			
3.2.		Rørarrangement for prosess	RS	X		
3.3.		Instrumentering	RS	X		
3.4.		Elektro-styringer-automasjon	RS	X		
3.5.		Ombygning eksist. rørarrangement etc.	RS	X		
3.6.		Spylevannsarrangement (utslipp føres til bekk)	RS	1		
3.7.		Nøytraliseringsanlegg med komplett utstyr	RS	X		
3.8.		Pumperigg (3 spylepumper a 120l/s @ X mVS)	RS	X		
3.00		SUM PROSESS				
4.00		MASKINROM PUMPER OG UV				
4.1.		Eksist. UV-aggregater flyttes	RS	X		
4.2.		Pumpeanlegg utløp Q=400 l/s mot 30 m	Stk.	3		
4.3.		Rørarrangement pumper og UV	RS	X		
4.4.		Instrumentering	RS	1		
4.5.		Elektro-styringer-automasjon	RS	1		
4.00		SUM MASKINROM PUMPER OG UV				
		SAMLET SUM				

X – Forskjeller mellom prosessene; Gul markør – Basert på estimat fra prosessleverandør

I tillegg til denne kalkylen lå flytskjema, kostnadsestimat prosessleverandør og en funksjonsbeskrivelse for hver prosess vedlagt. Det ble gjennomført telefonsamtaler og mailkorrespondanse med totalentreprenør for å oppklare forskjeller mellom prosessene, samt diskusjoner for hvordan en kunne løse utfordringer. Overnevnte kalkyle viser oppdatert og generalisert versjon av kalkylen laget i samarbeid med totalentreprenør.

Vedlegg G – Kostnadsestimater

Trykksil

Vurderinger for estimat - Investeringskostnader

En fordel med trykksilene er at de har et arealbehov på ca. 80 m² (prosessrom, kjemikalierom og rørarrangement/instrumentering), og at de derfor kan plasseres i eksisterende Benna VBA som har ca. 180 m² med tilgjengelig areal. UV-aggregatene flyttes til et nytt tilbygg som plasseres over ett nytt produksjonsbasseng siden det er ønskelig med desinfisering som siste steg i vannbehandlingen før drikkevannet slippes ut på ledningsnett. UV-aggregater krever i dag ca. 70 m², og det antas derfor at et tilbygg 100 m² er tilstrekkelig. Tilbygget bygges over produksjonsbasseng og utløpsspumper. Utløpsspumper etableres i tilknytning til dette produksjonsbassenget for pumping ut på ledningsnett/evt. høydebasseng. Pumper monteres i eget pumperom vis-a-vis produksjonsbasseng for å oppnå positivt innløpstrykk på pumper og dermed forbedre driftsforutsetningene.

Basert på informasjon fra leverandør er det ikke behov for innløpsspumper for å øke trykk før prosess. Trykksilen benytter råvann til spyling, men behøver ca. 1.5 bar råvannstrykk for effektiv spyling. I pilot-testingen viste det seg at trykket fra Benna ikke var tilstrekkelig for optimal drift. I kostnadsestimatet er det derfor lagt til pumperigg for tilbakespyling (3 pumper a 120 l/s mot 10 mVS) på spyleledningen.

Trykksilen benyttet kjemikalier om våren/sommeren ved rengjøring av filtrene under pilot-testingen. Dette var fordi det ble observert at trykksilen gikk tett en periode om våren. Manuelle syrevasker ble gjennomført (ca. 1 gang i uken om våren og annenhver uke om sommeren) og hindret at filterkaken bygget seg opp. I et fullskala anlegg vil det derfor være behov for både kjemikalierom og nøytraliseringsanlegg (pH-justering av spylevann) før utslipp til bekk. Det er vurdert slik at et nøytraliseringsanlegg trenger mottak for kjemikalier, motorstyrteventiler, samt holdingtank og mikser for innblanding av kjemikalier. Alle priser er eksklusive merverdiavgift.

Kostnadskalkyle - Investeringskostnader

NTNU		TRYKKSIL			Dato: 03.05.2021	
					Oppdrag: Benna	
					Utarbeidet av: ØODH	
POST	DIM	BESKRIVELSE	ENH	MENGDE	PRIS	SUM
1.00		GENERALKOSTNADER PROSESS				
1.1.		Konsulenttjenester	RS	1	3 000 000	3 000 000
1.2.		Generalkostnader	RS	1	1 000 000	1 000 000
1.00		SUM GENERALOMKOSTNINGER				4 000 000
2.00		GRUNN OG BYGGGARBEIDER				
2.1.		Grunnarbeider tomt rensanlegg/basseng	RS	1	4 000 000	4 000 000
2.2.		Produksjonsbasseng i betong (V=3000 m ²)	RS	1	7 000 000	7 000 000
2.3.		Overbygg for UV-teknisk rom	m ²	100	40 000	4 000 000
2.4.		Byggarbeider nytt prosessrom (ikke behov)	m ²	0	40 000	0
2.00		SUM GRUNN OG BYGGGARBEIDER				15 000 000
3.00		PROSESS				
3.1.		Prosess type Trykksil	Stk.	3	900000	2 700 000
3.2.		Rørarrangement for prosess	RS	1	800000	800 000
3.3.		Instrumentering	RS	1	200000	200 000
3.4.		Elektro-styringer-automasjon	RS	1	1500000	1 500 000
3.5.		Ombygning eksist. rørarrangement etc.	RS	1	5000000	5 000 000
3.6.		Spylevannsarrangement (utslipp føres til bekk)	RS	1	50000	50 000
3.7.		Nøytraliseringsanlegg med komplett utstyr	RS	1	100000	1 000 000
3.8.		Pumperigg (3 spylepumper a 120l/s @ 10 mVS)	RS	1	500000	500 000
3.00		SUM PROSESS				11 750 000
4.00		MASKINROM PUMPER OG UV				
4.1.		Eksist. UV-aggregater flyttes	RS	5	100000	500 000
4.2.		Pumpeanlegg utløp Q=400 l/s mot 30 m	Stk.	3	600000	1 800 000
4.3.		Rørarrangement pumper og UV	RS	1	3000000	3 000 000
4.4.		Instrumentering	RS	1	200000	200 000
4.5.		Elektro-styringer-automasjon	RS	1	2000000	2 000 000
4.00		SUM MASKINROM PUMPER OG UV				7 500 000
		SAMLET SUM				38 250 000

Vurderinger for estimat - D & V-kostnader

Trykksilen benytter kun strøm ved tilbakespyling av filterne. Dette gjelder motor for roterende arm (med sugedyser av gummi), spylepumper, mixer for innblanding av kjemikalier ved nøytralisering av spylevann og doseringspumper for kjemikalier. Energiforbruket er oppgitt av leverandør til 0.000015 kWh/m³ produsert mengde. Når ordinær drift (200 l/s) ligger til grunn for estimatet blir dette:

$$0.000015 \text{ kWh/m}^3 * (0.2 \text{ m}^3/\text{s} * 60 * 60 * 24 * 365) = 95 \text{ kWh/år.}$$

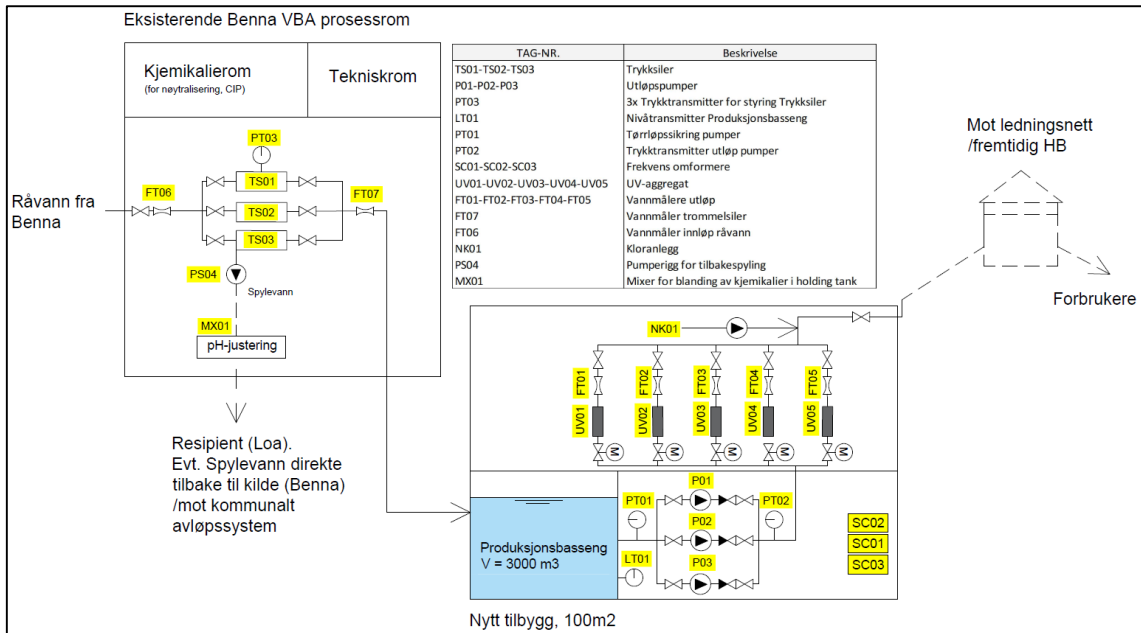
Strømpris for industri er oppgitt til 17.6 øre/kWh (Statistisk sentralbyrå [SSB], 2021) Strømprisen settes derfor til 1 kr/kWh (strøm + nettleie). Kostnadene tilknyttet transport og kjøp av kjemikalier er satt til 40 kr/kg, og forbruket av kjemikalier er oppgitt av leverandør og er basert på Q=200 l/s gjennom året.

Kostnader tilknyttet driftspersonell utgjør 0.2*1 person fulltid, der 1 person fulltid regnes som 500 000 kr/år. Leverandør oppga færrest timer per år for driftspersonell av alle prosessene, men siden det er behov for å håndtere kjemikalier settes verdien til 0.2, og ikke 0.1. Det er ikke medtatt driftskostnader for utløpspumper og UV-aggregat.

Kostnadskalkyle - Drift- og vedlikeholdskostnader

NTNU		TRYKKSIL		Dato: 06.05.2021		
				Oppdrag: Benna		
				Utarbeidet av: ØODH		
POST	DIM	BESKRIVELSE	ENH	MENGDE	PRIS	SUM
1.00		DRIFTSKOSTNADER				
1.1.		Strømforbruk (kWh/år)	RS	95	1 kr/kWh	95
1.2.		Kjemikalieforbruk (kg/år)	RS	300	40 kr/kg	12 000
1.00		SUM DRIFTSKOSTNADER				12 095
2.00		VEDLIKEHOLDSKOSTNADER				
2.1.		Slitedeler/reservedeler	RS	1	40000	40 000
2.2.		Service	RS	1	20000	20 000
2.3.		Personell	RS	0.2	500000	100 000
2.00		SUM VEDLIKEHOLDSKOSTNADER				160 000
		SAMLET SUM				172 095

Flytskjema med TAG-nr.



Funksjonsbeskrivelse

Råvann ledes inn i 3 stk. trykksiler (**TS01-TS02-TS03**), der 1 stk. fungerer som reserve. Trykksilene styres etter et presatt differansetrykk (0.4-0.6 bar) (**PT03**). Det etableres vannmålere (**FT06-FT07**) før og etter trykksil for registrering av øyeblikks- og akkumulert verdi. Etter vannbehandling i trykksil føres rentvann til produksjonsbasseng. Fra produksjonsbasseng pumpes vannet via 3 stk. sentrifugalpumper (**P01-P02-P03**), hver med kapasitet $Q=400$ l/s mot 30 mVs. Pumpene styres av nivå i et evt. fremtidig høydebasseng eller etter presatt trykktransmitter (**PT02**) på utløpsrør til forbrukere. Pumpene frekvensstyres av 3 stk. omformere (**SC01-SC02-SC03**). På innløpside pumper monteres tørrløpsikring (**PT01**). Fra pumper ledes vannet igjennom 5 stk. UV-aggregater (**UV01-UV02-UV03-UV04-UV05**) før det pumpes ut av Benna VBA. Kloranlegg (**NK01**) opprettholdes som i dag. Det monteres 5 stk. vannmålere (**FT01-FT02-FT03-FT04-F05**) etter alle UV-aggregater som viser øyeblikksverdi og akkumulert verdi for hvert aggregat. Summen av disse gir det totale forbruk i øyeblikksverdi og akkumulert verdi. Ved tilbakespyling så benytter prosessen råvann, men for optimal tilbakespyling behøves to spylepumper (pumperigg, **PS04**). Ved bruk av kjemikalier, CIP, må spylevannet nøytraliseres i en holdingtank der kjemikalier blandes med en mikser (**MX01**) før utslipp til bekk.

Trommelsil

Vurderinger for estimat - Investeringskostnader

Trommelsilen behøver 0.3 bar i innløpstrykk for å fungere. Siden trykket inn til prosessrom Benna VBA er på ca. 1.5 bar er det vurdert slik at løsningen ikke trenger innløpspumper. Trommelsilen benyttet ikke kjemikalier ved rengjøring av filtrene under pilot-testingen. Leverandør påpeker likevel at det kan være behov for å utføre CIP (clean inplace) én gang i året.

Spylevannsmagasin og pumper er integrert i prosessen. En annen fordel med trommelsilene er at de har et arealbehov på bare 120 m² (prosessrom og rørarrangement/instrumentering), og at de derfor kan plasseres i eksisterende Benna VBA som har ca. 180 m² med tilgjengelig areal. UV-aggregatene flyttes til et nytt tilbygg som plasseres over et nytt produksjonsbasseng siden det er ønskelig med desinfisering som siste steg i vannbehandlingen før drikkevannet slippes ut på ledningsnett. UV-aggregatene krever i dag ca. 70 m², og det antas derfor at et tilbygg 100 m² er tilstrekkelig. Utløpspumper etableres i tilknytning til dette produksjonsbassenget for pumping ut på ledningsnett/evt. høydebasseng. Pumper monteres i eget pumperom vis-a-vis produksjonsbasseng for å oppnå positivt innløpstrykk på pumper og dermed forbedre driftsforutsetningene. Alle priser er eksklusive merverdiavgift.

Kostnadskalkyle - Investeringskostnader

NTNU		TROMMELSIL		Dato: 03.05.2021		
				Oppdrag: Benna		
				Utarbeidet av: ØODH		
POST	DIM	BESKRIVELSE	ENH	MENGDE	PRIS	SUM
1.00		GENERALKOSTNADER PROSESS				
1.1.		Konsulenttjenester	RS	1	3 000 000	3 000 000
1.2.		Generalkostnader	RS	1	1 000 000	1 000 000
1.00		SUM GENERALOMKOSTNINGER				4 000 000
2.00		GRUNN OG BYGGGARBEIDER				
2.1.		Grunnarbeider tomt rensanlegg/basseng	RS	1	4 000 000	4 000 000
2.2.		Produksjonsbasseng i betong (V=3000 m ²)	RS	1	7 000 000	7 000 000
2.3.		Overbygg for UV-teknisk rom	m ²	100	40 000	4 000 000
2.4.		Byggarbeider nytt prosessrom (ikke behov)	m ²	0	40 000	0
2.00		SUM GRUNN OG BYGGGARBEIDER				15 000 000
3.00		PROSESS				
3.1.		Prosess type Trommelsil	Stk.	3	1500000	4 500 000
3.2.		Rørarrangement for prosess	RS	1	800000	800 000
3.3.		Instrumentering	RS	1	200000	200 000
3.4.		Elektro-styringer-automasjon	RS	1	1500000	1 500 000
3.5.		Ombygning eksist. rørarrangement etc.	RS	1	5000000	5 000 000
3.6.		Spylevannsarrangement (utslipp føres til bekk)	RS	1	50000	50 000
3.7.		Spylepumper og spylevanmagasin	RS	1	Inkludert	
3.00		SUM PROSESS				12 050 000
4.00		MASKINROM PUMPER OG UV				
4.1.		Eksist. UV-aggregater flyttes	RS	5	100000	500 000
4.2.		Pumpeanlegg utløp Q=400 l/s mot 30 m	Stk.	3	600000	1 800 000
4.3.		Rørarrangement pumper og UV	RS	1	3000000	3 000 000
4.4.		Instrumentering	RS	1	200000	200 000
4.5.		Elektro-styringer-automasjon	RS	1	2000000	2 000 000
4.00		SUM MASKINROM PUMPER OG UV				7 500 000
		SAMLET SUM				38 550 000

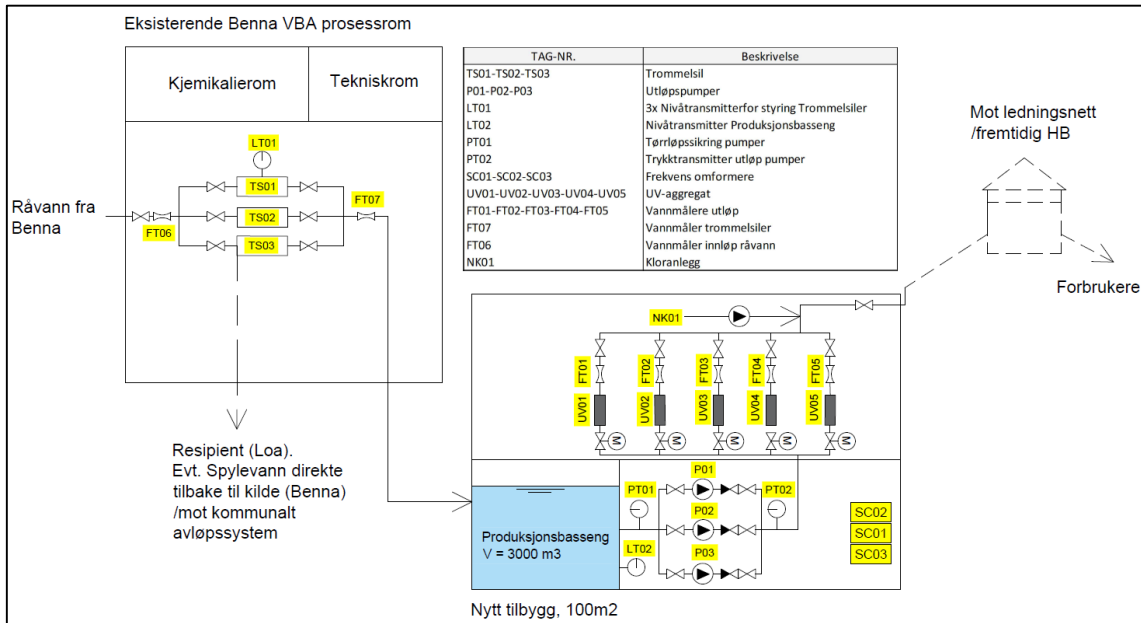
Vurderinger for estimat - D & V-kostnader

Trommelsil benytter kun strøm ved tilbakespyling av filterne. Det er motor for rotasjon av trommel og spylepumper som er energidriverne. Leverandør oppga 0.012 kW/m³ strømforbruk. Dette tallet ble ganget med antall m³ spylevann per år, som er estimert til ca. 80 000 m³/år (400m³/t*0.5t/d*365d/år). Strømpris for industri er oppgitt til 17.6 øre/kWh (SSB, 2021). Strømprisen setter derfor til 1 kr/kWh (strøm + nettleie). Trommelsilen benyttet ikke kjemikalier underpilot-testingen. Et trommelsil-anlegg regnes som like komplisert som en trykksilanlegg, men mindre kompleks sammenlignet med et trykksilfilter-anlegg siden det består av mange færre bevegelige deler. Kostnader tilknyttet driftspersonell utgjør derfor 0.2*1 person fulltid, der 1 person fulltid regnes som 500 000 kr/år. Det er ikke medtatt driftskostnader for utløpsspumper og UV-aggregat.

Kostnadskalkyle Drift- og Vedlikeholdskostnader

NTNU		TROMMELSIL		Dato: 03.05.2021		
		Oppdrag: Benna				
		Utarbeidet av: ØODH				
POST	DIM	BESKRIVELSE	ENH	MENGDE	PRIS	SUM
1.00		DRIFTSKOSTNADER				
1.1.		Strømforbruk (kWh/år)	RS	1000	1 kr/kWh	1 000
1.2.		Kjemikalieforbruk (kg/år)	RS		40 kr/kg	
1.00		SUM DRIFTSKOSTNADER				1 000
2.00		VEDLIKEHOLDSKOSTNADER				
2.1.		Slitedeler/reservedeler	RS	1	280000	280 000
2.2.		Service	RS	1	20000	20 000
2.3.		Driftspersonell	RS	0.2	500000	100 000
2.00		SUM VEDLIKEHOLDSKOSTNADER				400 000
		SAMLET SUM				401 000

Flytskjema med TAG-nr.



Funksjonsbeskrivelse

Råvann ledes inn i 3 stk. trommelsiler (**TS01-TS02-TS03**), der 1 stk. fungerer som reserve. Trommelsilen styres av vannivå (**LT01**) i trommel. Det etableres vannmålere (**FT0-FT07**) før og etter silene for registrering av øyeblikksverdi og akkumulert verdi. Etter vannbehandling i trommelsiler føres rentvann til produksjonsbasseng. Fra produksjonsbasseng pumpes vannet via 3 stk. sentrifugalpumper (**P01-P02-P03**), hver med kapasitet $Q=400$ l/s mot 30 mVs. Pumpene styres av nivå i et evt. fremtidig høydebasseng eller etter presatt trykktransmitter (**PT02**) på utløpsrør til forbrukere. Pumpene frekvensstyres av 3 stk. omformere (**SC01-SC02-SC03**). På innløpside pumper monteres tørrløpsikring (**PT01**). Fra pumper ledes vannet igjennom 5 stk. UV-aggregater (**UV01-UV02-UV03-UV04-UV05**) før det pumpes ut av Benna VBA. Kloranlegg (**NK01**) opprettholdes som i dag. Det monteres 5 stk. vannmålere (**FT01-FT02-FT03-FT04-F05**) etter alle UV-aggregater som viser øyeblikksverdi og akkumulert verdi for hvert aggregat. Summen av disse gir totale forbruk i øyeblikksverdi og akkumulert verdi. Ved tilbakespyling benytter prosessen rentvann fra trommelsiltank, og behøver ingen form for spylevannsmagasin. Spylevannspumper er også integrert i prosessen.

Sandfilter 1 og 2

Vurderinger for estimat - Investeringskostnader

Fotavtrykket til et sandfilter med $Q_{dim}=1200$ l/s er estimert til ca. 500 m^2 ($v=10\text{m/t}$). Dette arealbehovet er for stort til å kunne plasseres i eksisterende Benna VBA. Sandfilteret bygges derfor over ett nytt produksjonsbasseng. Utløpsspumper etableres i tilknytning til produksjonsbassenget for pumping ut på ledningsnettet/eventuelt høydebasseng. Pumper monteres i eget pumperom vis-a-vis produksjonsbasseng for å oppnå positivt innløpstrykk på pumper og dermed forbedre driftsforutsetningene.

UV-aggregater og kloranlegg forblir i eksisterende Benna VBA for å utnytte eksisterende anlegg på best mulig måte, men ombygges slik at det etableres en tilknytning til det nye tilbygget. Sandfilteret behøver 0.3 bar i innløpstrykk for å fungere. Siden trykket inn til prosessrom Benna VBA er på ca. 1.5 bar er det vurdert slik at løsningen ikke trenger innløpsspumper. Sandfiltrene benyttet ikke kjemikalier ved rengjøring av filtrene under pilot-testingen. Det etableres en pumperigg for tilbakespyling av filtrene (3 pumper a 120 l/s mot 30 mVS), der spylevann tas fra produksjonsbassenget. Alle priser er eksklusive merverdiavgift.

Kostnadskalkyle investeringskostnader

NTNU		SANDFILTER			Dato: 07.05.2021	
					Oppdrag: Benna	
					Utarbeidet av: ØODH	
POST	DIM	BESKRIVELSE	ENH	MENGDE	PRIS	SUM
1.00		GENERALKOSTNADER PROSESS				
1.1.		Konsulenttenester	RS	1	3 000 000	3 000 000
1.2.		Generalkostnader	RS	1	1 000 000	1 000 000
1.00		SUM GENERALOMKOSTNINGER				4 000 000
2.00		GRUNN OG BYGGGARBEIDER				
2.1.		Grunnarbeider tomt renseanlegg/basseng	RS	1	4 000 000	4 000 000
2.2.		Produksjonsbasseng i betong (V=3000 m ²)	RS	1	7 000 000	7 000 000
2.3.		Overbygg for UV-teknisk rom	m ²	0	40 000	
2.4.		Byggarbeider nytt prosessrom	m ²	500	40 000	20 000 000
2.00		SUM GRUNN OG BYGGGARBEIDER				31 000 000
3.00		PROSESS				
3.1.		Prosess type Sandfilter	Stk.	1	40 000 000	40 000 000
3.2.		Rørarrangement for prosess	RS	1	800 000	800 000
3.3.		Instrumentering	RS	1	200000	200 000
3.4.		Elektro-styringer-automasjon	RS	1	1500000	1 500 000
3.5.		Spylevannsarrangement (utslipp føres til bekk)	RS	1	50000	50 000
3.6.		Pumperigg (3 spylepumper a 120l/s @ 30mVS)	RS	1	1000000	1 000 000
3.00		SUM PROSESS				43 550 000
4.00		MASKINROM PUMPER OG UV				
4.1.		Ombygning eksist. rørarrangement etc.	RS	1	2 000000	2 000 000
4.2.		Pumpeanlegg utløp Q=400 l/s mot 30 m	Stk.	3	600000	1 800 000
4.3.		Rørarrangement pumper og UV	RS	1	3000000	3 000 000
4.4.		Instrumentering	RS	1	200000	200 000
4.5.		Elektro-styringer-automasjon	RS	1	2000000	2 000 000
4.00		SUM MASKINROM PUMPER OG UV				9 000 000
		SAMLET SUM				87 550 000

Vurderinger for estimat - D & V-kostnader

Et fullskala sandfilter-anlegg vil kun benytte strøm til tilbakespyling av filtrene. Strømforbruket for Sandfilter 1 og 2 er basert på U.S E.P.A (2017), som estimerte ca. 1400 kWh/år for spyling av et GAC-filter med $Q_{ordinær}$ lik 300 l/s og løftehøyde spylepumper lik 10 mVS. Trondheim kommune, som var ansvarlig for sandfiltrene, hadde ikke noe estimat på strømforbruk/m³ produsert vannmengde. Strømpris for industri er oppgitt til 17.6 øre/kWh (SSB, 2021). Strømprisen settes derfor til 1 kr/kWh (strøm + nettleie). Sandfiltrene benyttet ikke kjemikalier i pilot-testingen.

Noe av de fineste filtermassene kan forsvinne når sandfiltrene tilbakespylinges, men dette forbruket er neglisjert i denne oppgaven. Kostnader tilknyttet forbruk av filtermasser baseres derfor på utskifting av masser. Etter samtaler med leverandør av filtermasser er det oppgitt at filtermasser vanligvis skiftes ut ca. hvert 6-8 år på grunn av slitasje. Denne utskiftningsfrekvensen kan være lavere og høyere, men 8 år blir brukt i de videre vurderingene. Det vil si at filtermassene gjennom anleggets levetid på 20 år må skiftes 2.5 ganger hvis de byttes ut hvert 8 år.

Beregningene tar utgangspunkt i forbruket ved normal drift ($Q = 200$ l/s), og ikke 800 l/s som er forbruket ved full reservevannforsyning. Forbruket ved normal drift ved Benna er bare på 200 l/s, og belastningen/slitasjen på filtermassene er derfor langt mindre enn 1200 l/s som prosessen er dimensjonert for. $Q = 200$ l/s benyttes derfor i de videre beregningene. For å beregne nødvendig filtervolum benyttes formel 1.0 etter Ødegaard et al. (2015) multiplisert med filterhøyde, D:

$$A_{dim} = \frac{Q_{dim} \left(\frac{m^3}{t} \right)}{v_{f,netto} \left(\frac{m}{t} \right)} \quad (1.0)$$

Der $v_{f,netto}$ er filtreringshastighet. Filtreringshastigheten settes til 10 m/t og filterhøyden settes lik 1.5 m for begge sandfiltrene. Disse verdiene er akseptert i litteraturen (Ødegaard et al., 2015). Antall m^3 filtermasser som må kjøpes inn over 20 år blir dermed:

$$A = 720 \text{ (m}^3\text{/t)} / 10 \text{ (m/t)} = 72 \text{ m}^2$$

$$\text{Volum} = A \cdot D = 72 \text{ m}^2 * 1.5 \text{ m} = 108 \text{ m}^3$$

$$\text{Volum}_{\text{over 20 år}} = 108 \text{ m}^3 * 2.5 = 270 \text{ m}^3$$

Beregninger viser et forbruk på 108 m^3 per utskifting av filtermasser, og gjennom 20 år (2.5 utskiftninger) blir dette 270 m^3 . For sandfilter 1: 135 m^3 antrasitt og 135 m^3 kvartssand. For sandfilter 2: 270 m^3 antrasitt. Kostnadene tilknyttet disse mengdene er oppgitt av leverandør av filtermasser, se Tabell A. Estimaten inkluderer frakt, og er eksklusive mva. I kostnadskalkylen under er totalsummen delt på 20 år for å få kr/år.

Tabell A: Prisestimat filtermasser

Pilot	Prisestimat fra leverandør	Prisestimat over 20 år
SF1: 135 m^3 Kvantssand + 135 m^3 Antrasitt	590 000 kr (per utskifting)	$590\,000 \cdot 2.5 = 1\,475\,000$ kr
SF2: 270 m^3 Antrasitt	650 000 kr (per utskifting)	$650\,000 \cdot 2.5 = 1\,625\,000$ kr

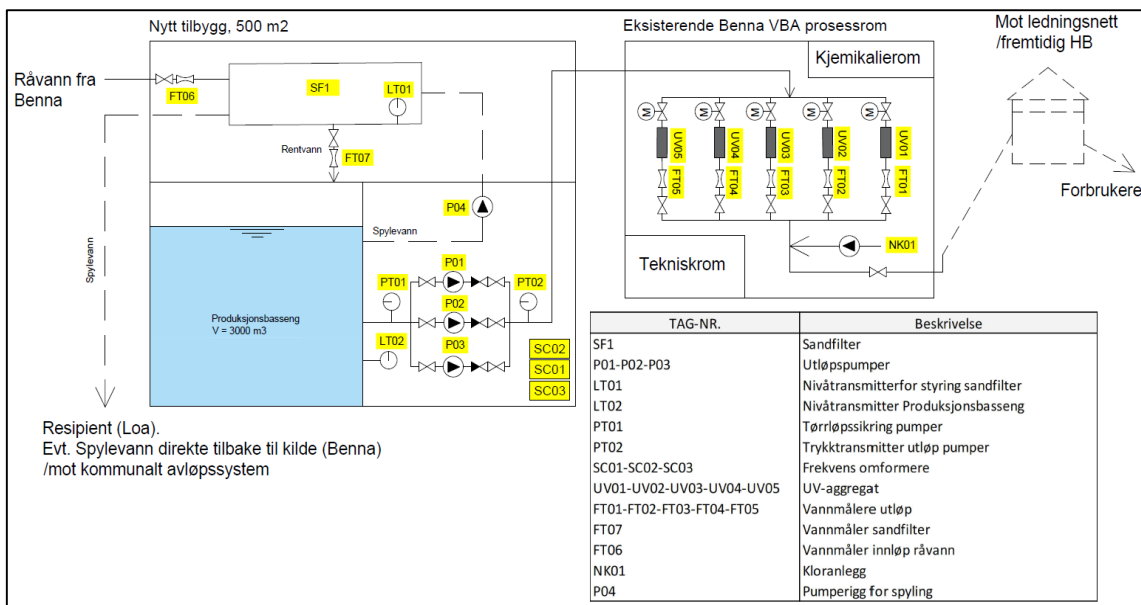
I denne oppgaven vurderes sandfiltrering som mer komplekst å drifte sammenlignet med fullskala anlegg bestående av trykksiler og trommelsiler, men mindre komplekst enn membranlegg. Dette stemmer overens med litteraturen som gir et GAC filter en kompleksitet-score på 1.0, mens UF-membraner og MF-membraner får scoren 1.5 (jo høyere score, jo mere komplekst) (U.S E.P.A, 2017). Kostnader tilknyttet driftspersonell utgjør derfor $0.4 * 1 \text{ person fulltid}$, der 1 person fulltid regnes som 500 000 kr/år. Det er ikke medtatt driftskostnader for utløpspumper og UV-aggregat.

Kostnadskalkyle Drift- og Vedlikeholdskostnader

NTNU		SANDFILTER 1			Dato: 12.05.2021	
					Oppdrag: Benna	
					Utarbeidet av: ØODH	
POST	DIM	BESKRIVELSE	ENH	MENGDE	PRIS	SUM
1.00		DRIFTSKOSTNADER				
1.1.		Strømforbruk (kWh/år)	RS	1400	1 kr/kWh	1 400
1.2.		Kjemikalieforbruk (kg/år)	RS		40 kr/kg	
1.00		SUM DRIFTSKOSTNADER				1 400
2.00		VEDLIKEHOLDSKOSTNADER				
2.1.		Slitedeler/reservedeler	RS	1	150000	150 000
2.2.		Utskiftning av filtermasser (antrasitt og kvartssand)	RS	1	1	74 000
2.3.		Service	RS	1	20000	20 000
2.4.		Driftspersonell	RS	0.4	500000	200 000
2.00		SUM VEDLIKEHOLDSKOSTNADER				444 000
		SAMLET SUM				445 400

NTNU		SANDFILTER 2			Dato: 12.05.2021	
					Oppdrag: Benna	
					Utarbeidet av: ØODH	
POST	DIM	BESKRIVELSE	ENH	MENGDE	PRIS	SUM
1.00		DRIFTSKOSTNADER				
1.1.		Strømforbruk (kWh/år)	RS	1400	1 kr/kWh	1 400
1.2.		Kjemikalieforbruk (kg/år)	RS		40 kr/kg	
1.00		SUM DRIFTSKOSTNADER				1 400
2.00		VEDLIKEHOLDSKOSTNADER				
2.1.		Slitedeler/reservedeler	RS	1	150000	150 000
2.2.		Utskiftning av filtermasser (antrasitt)	RS	1	81 250	81 000
2.3.		Service	RS	1	20000	20 000
2.4.		Driftspersonell	RS	0.4	500000	200 000
2.00		SUM VEDLIKEHOLDSKOSTNADER				451 000
		SAMLET SUM				452 400

Flytskjema med TAG-nr.



Funksjonsbeskrivelse

Råvann ledes inn i Sandfilter (**SF01**). Sandfilter styres etter et presatt differansetrykk (0.3 bar) (**LT01**). Det etableres vannmålere (**FT06-FT07**) før og etter sandfilter for registrering av øyeblikksverdi og akkumulert verdi.

Etter vannbehandling i sandfilter føres rentvann til produksjonsbasseng. Fra produksjonsbasseng pumpes vannet via 3 stk. sentrifugalpumper (**P01-P02-P03**), hver med kapasitet $Q=400$ l/s mot 30 mVs (antatt). Pumpene styres av nivå i et evt. fremtidig høydebasseng HB1 eller etter presatt trykktransmitter (**PT02**) på utløpsrør til forbrukere. Pumpene frekvensstyres av 3 stk. omformere (**SC01-SC02-SC03**). På innløpside pumper monteres tørrløpsikring (**PT01**). Fra pumper ledes vannet igjennom 5 stk. UV-aggregater (**UV01-UV02-UV03-UV04-UV05**) før det pumpes ut av Benna VBA. Kloranlegg (**NK01**) opprettholdes som i dag. Det monteres 5 stk. vannmålere (**FT01-FT02-FT03-FT04-F05**) etter alle UV-aggregater som viser øyeblikks verdi og akkumulert verdi for hvert aggregat. Summen av disse gir totale forbruk i øyeblikksverdi og akkumulert. Ved tilbakespyling så bruker prosessen vann fra produksjonsbasseng, og det er behov for etablering av komplett pumperigg for spyling (3 pumper a 120 l/s mot 60mVS) (**PS4**). Prosessen benyttet ikke kjemikalier under pilot-testingen.

Trykkdiskfilter

Vurderinger for estimat - Investeringskostnader

Basert på informasjon fra leverandør er det ikke behov for innløpspumper for å øke trykk før prosess. Innløpspumper er derfor ikke tatt med i kostnadsestimatet. Trykkdiskfilteret krever derimot minimum 5 bar trykk for effektiv tilbakespyling. I kostnadsestimatet er det derfor lagt til en pumperigg for spyling (3 pumper a 120l/s mot 60 mVS). Spylevann tas fra produksjonsbassenget. Trykkdiskfilteret benyttet ikke kjemikalier ved rengjøring av filtrene under pilot-testingen.

En fordel med trykkdiskfiltrene er at de har et arealbehov på ca. 110 m² (prosess, rørrangement/instrumentering), og at de derfor kan plasseres i eksisterende Benna VBA som har ca. 180 m² med tilgjengelig areal. UV-aggregatene flyttes til et nytt tilbygg som plasseres over et nytt produksjonsbasseng siden det er ønskelig med desinfisering som siste steg i vannbehandlingen før drikkevannet slippes ut på ledningsnett. UV-aggregatene krever i dag ca. 70 m², og det antas derfor at et tilbygg 100 m² er tilstrekkelig. Tilbygget bygges over produksjonsbasseng og utløpspumper. Utløpspumper etableres i tilknytning til dette produksjonsbassenget for pumping ut på ledningsnett/evt. høydebasseng. Pumper monteres i eget pumperom vis-a-vis produksjonsbasseng for å oppnå positivt innløpsstrykk på pumper og dermed forbedre driftsforutsetningene. Alle priser er eksklusive merverdiavgift.

Kostnadskalkyle investeringskostnader

NTNU		TRYKKDISKFILTER		Dato: 07.05.2021		
				Oppdrag: Benna		
				Utarbeidet av: ØODH		
POST	DIM	BESKRIVELSE	ENH	MENGDE	PRIS	SUM
1.00		GENERALKOSTNADER PROSESS				
1.1.		Konsulenttjenester	RS	1	3 000 000	3 000 000
1.2.		Generalkostnader	RS	1	1 000 000	1 000 000
1.00		SUM GENERALOMKOSTNINGER				4 000 000
2.00		GRUNN OG BYGGGARBEIDER				
2.1.		Grunnarbeider tomt rensanlegg/basseng	RS	1	4 000 000	4 000 000
2.2.		Produksjonsbasseng i betong (V=3000 m ²)	RS	1	7 000 000	7 000 000
2.3.		Overbygg for UV-teknisk rom	m ²	100	40 000	4 000 000
2.4.		Byggarbeider nytt prosessrom (ikke behov)	m ²	0	40 000	0
2.00		SUM GRUNN OG BYGGGARBEIDER				15 000 000
3.00		PROSESS				
3.1.		Prosess type Trykkdiskfilter	Stk.	1	4000000	4 000 000
3.2.		Rørarrangement for prosess	RS	1	800000	800 000
3.3.		Instrumentering	RS	1	200000	200 000
3.4.		Elektro-styringer-automasjon	RS	1	1500000	1 500 000
3.5.		Ombygning eksist. rørarrangement etc.	RS	1	5000000	5 000 000
3.6.		Spylevannsarrangement (utslipp føres til bekk)	RS	1	50000	50 000
3.7.		Pumperigg (3 spylepumper a 120l/s @ 60mVS)	RS	1	1500000	1 500 000
3.00		SUM PROSESS				13 050 000
4.00		MASKINROM PUMPER OG UV				
4.1.		Eksist. UV-aggregater flyttes	RS	5	100000	500 000
4.2.		Pumpeanlegg utløp Q=400 l/s mot 30 m	Stk.	3	600000	1 800 000
4.3.		Rørarrangement pumper og UV	RS	1	3000000	3 000 000
4.4.		Instrumentering	RS	1	200000	200 000
4.5.		Elektro-styringer-automasjon	RS	1	2000000	2 000 000
4.00		SUM MASKINROM PUMPER OG UV				7 500 000
		SAMLET SUM				39 550 000

Vurderinger for estimat - D & V-kostnader

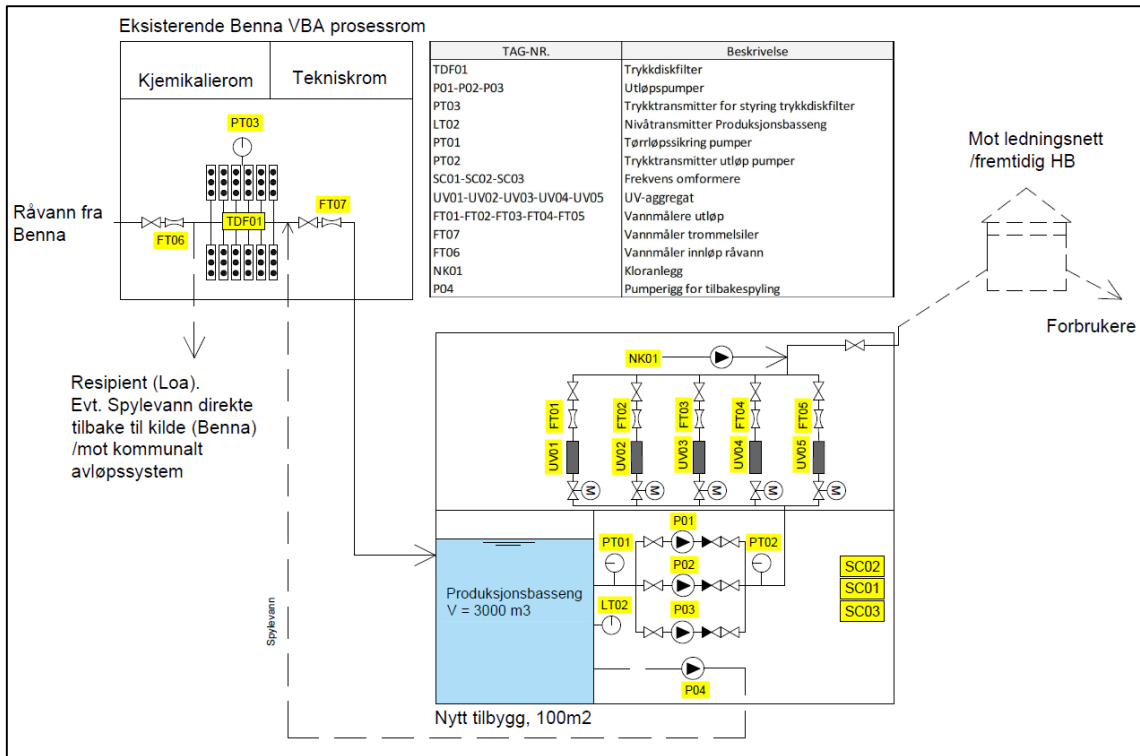
Trykkdiskfilteret benytter kun strøm ved tilbakespyling av filtrene. Dette gjelder i hovedsak strøm ved bruk av spylepumper. Trykkdiskfilteret behøver minimum 5 bar for effektiv spyling. Energiforbruket er oppgitt av leverandør til 38 000 kWh/år. Strømpris for industri er oppgitt til 17.6 øre/kWh (SSB, 2021). Strømprisen setter derfor til 1 kr/kWh (strøm + nettleie).

Et fullskala anlegg med trykkdiskfilter regnes som mer kompleks sammenlignet med et anlegg bestående av vanlige siler, siden Trykkdiskfilteret består av mange flere bevegelige deler (Parsons & Harkins, 2002). Kostnader tilknyttet driftspersonell utgjør derfor $0.4 * 1$ person fulltid, der 1 person fulltid regnes som 500 000 kr/år. Det er ikke medtatt driftskostnader for utløpspumper og UV-aggregat.

Kostnadskalkyle Drift- og Vedlikeholdskostnader

NTNU		TRYKKDISKFILTER		Dato: 12.05.2021		
		Oppdrag: Benna				
		Utarbeidet av: ØODH				
POST	DIM	BESKRIVELSE	ENH	MENGDE	PRIS	SUM
1.00		DRIFTSKOSTNADER				
1.1.		Strømforbruk (kWh/år)	RS	38 000	1 kr/kWh	38 000
1.2.		Kjemikalieforbruk (kg/år)	RS		40 kr/kg	
1.00		SUM DRIFTSKOSTNADER				38 000
2.00		VEDLIKEHOLDSKOSTNADER				
2.1.		Slitedeler/reservedeler	RS	1	100000	100 000
2.2.		Service	RS	1	20000	20 000
2.3.		Personell	RS	0.4	500000	200 000
2.00		SUM VEDLIKEHOLDSKOSTNADER				320 000
		SAMLET SUM				358 000

Flytskjema med TAG-nr.



Funksjonsbeskrivelse

Råvann ledes inn i 12 trykkdiskmoduler (**TDF01**). Modulene styres på tid eller etter et presatt differansetrykk (0.5 bar) (**PT03**). Det etableres vannmålere (**FT06-FT07**) før og etter modulene for registrering av øyeblikksverdi og akkumulert verdi. Etter vannbehandling i trykkdiskfilter føres rentvann til produksjonsbasseng. Fra produksjonsbasseng pumpes vannet via 3 stk. sentrifugalpumper (**P01-P02-P03**), hver med kapasitet $Q=400$ l/s mot 30 mVs. Pumpene styres av nivå i et evt. fremtidig høydebasseng eller etter presatt trykktransmitter (**PT02**) på utløpsrør til forbrukere. Pumpene frekvensstyres av 3 stk. omformere (**SC01-SC02-SC03**). På innløpside pumper monteres tørrløpssikring (**PT01**). Fra pumper ledes vannet igjennom 5 stk. UV-aggregater (**UV01-UV02-UV03-UV04-UV05**) før det pumpes ut av Benna VBA. Kloranlegg (**NK01**) opprettholdes som i dag. Det monteres 5 stk. vannmålere (**FT01-FT02-FT03-FT04-F05**) etter alle UV-aggregater som viser øyeblikks verdi og akkumulert verdi for hvert aggregat. Summen av disse gir totale forbruk i øyeblikksverdi og akkumulert. Ved tilbakespyling så benytter prosessen vann fra produksjonsbassenget. For spyling etableres en pumperigg (3 pumper a 120l/s mot 60 bar) (**PS4**).

UF-membran

Vurderinger for estimat - Investeringskostnader

Det er vanlig med finsiling som forbehandling for å beskytte membraner. Silene i silanlegget ved Benna har lysåpning 90 µm, noe som er vurdert som god nok forbehandling for UF-membranene. Det er derfor ikke tatt med kostnader tilknyttet forbehandling av membranene.

Fotavtrykket til et fullskala UF-membrananlegg med $Q_{dim}=1200$ l/s er estimert til ca. 700 m² (inkl. 100 m² kjemikalierom). Et arealbehov på 700 m² er for stort til å kunne plasseres i eksisterende Benna VBA. Bygget for membrananlegget bygges derfor over det nye produksjonsbassenget. Leverandør oppga et design på 700 m² med to etasjer. Derfor er kvadratmeterprisen økt til 60 000 kr/m² i kostnadsestimatet. Utløpspumper etableres i tilknytning til produksjonsbassenget for pumping ut på ledningsnett/eventuelt høydebasseng. Pumper monteres i eget pumperom vis-a-vis produksjonsbasseng for å oppnå positivt innløpstrykk på pumper og dermed forbedre driftsforutsetningene.

UV-aggregater og kloranlegg forblir i eksisterende Benna VBA, slik at eksisterende anlegg blir brukt på best mulig måte, men ombygges slik at det etableres en tilknytning til det nye tilbygget. UF-membranen operer under trykk, og i kostnadsestimatet er det tatt hensyn til at det må etableres innløpspumper. Trykket inn til prosessrom Benna VBA er på ca. 1.5 bar og det er vurdert slik at løsningen trenger innløpspumper. Leverandør hevder derimot at: «det avhenger av endelig design». Det etableres også en pumperigg (3 pumper a 120 l/s mot 3mVS) for spyling av membranene, der spylevann tas fra produksjonsbassenget. I kostnadsestimatet er det derfor lagt til en komplett pumperigg. Siden ca. 5% av produksjonen benyttes til spyling så økes volumet av produksjonsbassenget fra 3000 m³ til 3500 m³.

UF-membranene bruker kjemikalier til rengjøring, konservering og nøytralisering. Membrananlegget må ikke konserveres under ordinær drift, men krever konservering av prosess ved lengre avbrudd i forsyningen. Hvis vannføringen faller under 50 l/s for lengre tid bør ett par av enhetene konserveres for å unngå kontaminering. Det vil være nødvendig med desinfisering med klor, ozon osv, siden dødt vann og begroing av membranen vil kunne oppstå ved lite vannproduksjon. I et fullskala anlegg vil det være behov for både kjemikalierom og nøytraliseringsanlegg (pH-justering av vaskevann) før utslipp til bekk.

Det er vurdert slik at et nøytraliseringsanlegg trenger mottak for kjemikalier, motorstyrteventiler, samt holdingtank og mikser for innblanding av kjemikalier. Alle priser er eksklusive merverdiavgift.

Kostnadskalkyle investeringskostnader

NTNU		UF-MEMBRAN		Dato: 07.05.2021		
				Oppdrag: Benna		
					Utarbeidet av: ØODH	
POST	DIM	BESKRIVELSE	ENH	MENGDE	PRIS	SUM
1.00		GENERALKOSTNADER PROSESS				
1.1.		Konsulenttjenester	RS	1	3000000	3 000 000
1.2.		Generalkostnader	RS	1	1000000	1 000 000
1.00		SUM GENERALOMKOSTNINGER				4 000 000
2.00		GRUNN OG BYGGGARBEIDER				
2.1.		Grunnarbeider tomt renseanlegg/basseng	RS	1	4000000	4 000 000
2.2.		Produksjonsbasseng i betong (V=3000 m ²)	RS	1	7000000	7 000 000
2.3.		Tillegg 500 m ³ produksjonsbasseng	RS	1	500000	500 000
2.4.		Overbygg for UV-teknisk rom	m ²	0	40000	
2.5.		Byggarbeider nytt prosessrom	m ²	700	60000	42 000 000
2.00		SUM GRUNN OG BYGGGARBEIDER				52 500 000
3.00		PROSESS				
3.1.		Prosess type UF membran	Stk.	8	8000000	64 000 000
3.2.		Rørarrangement for prosess	RS	1	800000	800 000
3.3.		Instrumentering	RS	1	200000	200 000
3.4.		Elektro-styringer-automasjon	RS	1	1500000	1 500 000
3.5.		Spylevannsarrangement (utslipp føres til bekk)	RS	1	50000	50 000
3.6.		Nøytraliseringsanlegg med komplett utstyr	RS	1	1000000	1 000 000
3.7.		Pumperigg (3 spylepumper a 120l/s @ 30 mVS)	RS	1	1000000	1 000 000
3.00		SUM PROSESS				68 550 000
4.00		MASKINROM PUMPER OG UV				
4.1.		Ombygning eksist. rørarrangement etc.	RS	1	2000000	2 000 000
4.2.		Pumpeanlegg utløp Q=400 l/s mot 30 m	Stk.	3	600000	1 800 000
4.3.		Rørarrangement pumper og UV	RS	1	3000000	3 000 000
4.4.		Instrumentering	RS	1	200000	200 000
4.5.		Elektro-styringer-automasjon	RS	1	2000000	2 000 000
4.00		SUM MASKINROM PUMPER OG UV				9 000 000
		SAMLET SUM				134 050 000

Vurderinger for estimat - D & V-kostnader

UF-membranen har oppgitt et strømforbruk på 0.025 kWh/m^3 produsert permeat. Dette stemmer overens med forventet strømforbruk oppgitt i litteraturen. For membraner ligger forventet strømforbruk på mellom 0.029 til 0.046 kWh/m^3 (Jones et al., 2019). UF-membranen vil benytte innløpspumper (TMP), samt spylepumper, doseringspumper og mixer for innblanding av kjemikalier. Strømpris for industri er oppgitt til 17.6 øre/kWh (SSB, 2021). Strømprisen settes derfor til 1 kr/kWh (strøm + nettleie). Kostnadene tilknyttet transport og kjøp av kjemikalier er satt til 40 kr/kg , og forbruket av kjemikalier er oppgitt av leverandør og basert på at $Q_{\text{ordinær}}=200 \text{ l/s}$ gjennom året. Kostnader tilknyttet driftspersonell utgjør *1*1 person fulltid*, der 1 person fulltid regnes som $500\,000 \text{ kr/år}$. Leverandør oppga at det kreves én person fulltid for å drifte anlegget. Det er ikke medtatt driftskostnader for utløpspumper og UV-aggregat.

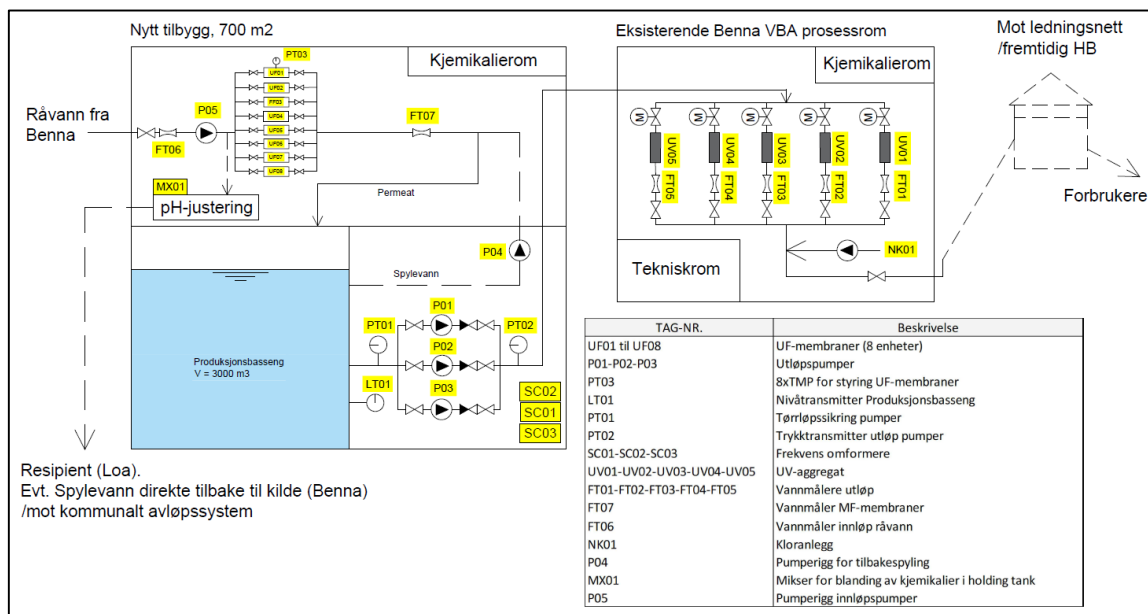
Forventet levetid for anlegget er forutsatt til 20 år. Estimatet for D&V-kostnadene inkluderer derfor også kostnader tilknyttet utskifting av membraner. UF-membranen er av type polymerisk membran. Ødegaard (2014, s. 198) hevder at polymeriske membraner har kortere levetid enn keramiske membraner, men de er billigere i investering. Vanligvis er levetiden på membraner 5-10 år (Crittenden, 2012, s. 886).

Fra leverandør er det oppgitt at de polymeriske membranene bør kunne vare lengre enn 10 år. For et fullskala anlegg ved Benna vil det etableres 8 stk. UF-enheter (skids) med samlet kapasitet på 1200 l/s (fluks lik $100 \text{ l/m}^2\cdot\text{h}$). Ifølge leverandør koster det ca. 13 mNOK å skifte ut alle 8 enhetene (for 1200 l/s). I kalkylen under er det tatt utgangspunkt i at UF-membraner må skiftes to ganger i løpet av 20 år. Det er derimot vurdert slik at bare 4 av de 8 membranene behøver å skiftes samtidig. Forbruket ved normal drift ved Benna er på 200 l/s . Ved full reservevannforsyning, noe som skjer sjeldent, er forbruket på 800 l/s . Belastningen på membranene er derfor langt mindre enn 1200 l/s som de er dimensjonert for. Ved 2 utskiftninger over 20 år skiftes $4 + 4$ enheter, noe som tilsvarer 13 mNOK over 20 år. Dette blir kostnader tilsvarende 0.65 mNOK per år.

Kostnadskalkyle Drift- og Vedlikeholdskostnader

NTNU		UF-MEMBRAN		Dato: 12.05.2021		
				Oppdrag: Benna		
				Utarbeidet av: ØODH		
POST	DIM	BESKRIVELSE	ENH	MENGDE	PRIS	SUM
1.00		DRIFTSKOSTNADER				
1.1.		Strømforbruk (kWh/år)	RS	160000	1 kr/kWh	160 000
1.2.		Kjemikalieforbruk (kg/år)	RS	40000	40 kr/kg	1 600 000
1.00		SUM DRIFTSKOSTNADER				1 760 000
2.00		VEDLIKEHOLDSKOSTNADER				
2.1.		Slitedeler/reservedeler (ekskl. membran)	RS	1	1000000	1 000 000
2.2.		Utskiftning av membraner	RS	1	650000	650 000
2.3.		Service	RS	3	20000	40 000
2.4.		Driftspersonell	RS	1	500000	500 000
2.00		SUM VEDLIKEHOLDSKOSTNADER				2 190 000
		SAMLET SUM				3 950 000

Flytskjema med TAG-nr.



Funksjonsbeskrivelse

Råvann ledes inn i 8 stk. UF-enheter (**UF01-UF08**), der en enhet inkluderer 100 moduler. TMP skapes ved hjelp av innløppspumper (**P05**). Modulene styres etter presatt differansetrykk mellom permeat og trykk på innløpssiden (TMP), og spyles ved tap på maks 1 bar (**PT03**). Det etableres vannmålere (**FT06-FT07**) før og etter UF-membranene for registrering av øyeblikksverdi og akkumulert verdi. Etter vannbehandling i UF-

membranene føres permeat til produksjonsbasseng. Fra produksjonsbasseng pumpes vannet via 3 stk. sentrifugalpumper (**P01-P02-P03**), hver med kapasitet $Q=400$ l/s mot 30 mVs. Pumpene styres av nivå i et evt. fremtidig høydebasseng eller etter presatt trykktransmitter (**PT02**) på utløpsrør til forbrukere. Pumpene frekvensstyres av 3 stk. omformere (**SC01-SC02-SC03**). På innløpside pumper monteres tørrløpssikring (**PT01**). Fra pumper ledes vannet igjennom 5 stk. UV-aggregater (**UV01-UV02-UV03-UV04-UV05**) før det pumpes ut av Benna VBA. Kloranlegg (**NK01**) opprettholdes som i dag. Det monteres 5 stk. vannmålere (**FT01-FT02-FT03-FT04-F05**) etter alle UV-aggregater som viser øyeblikksverdi og akkumulert verdi for hvert aggregat. Summen av disse gir totale forbruk i øyeblikks-verdi og akkumulert. Ved rengjøring bruker prosessen permeatet fra produksjonsbasseng, og det er behov for en komplett pumperigg (**P04**) for spyling, der vannet føres motsatt vei av filtreringsretningen. Spylevannet må nøytraliseres i en tank der kjemikalier blandes med en mikser (**MX01**) før utslipp til bekk.

MF-membran

Vurderinger for estimat - Investeringskostnader

Det er vanlig med finsiling som forbehandling for å beskytte membraner. Silene i silanlegget ved Benna har lysåpning 90 μm , noe som er vurdert som god nok forbehandling for MF-membranene. Det er derfor ikke tatt med kostnader tilknyttet forbehandling av membranene.

Fotavtrykket til et fullskala MF-membrananlegg med $Q_{\text{dim}}=1200$ l/s er estimert til ca. 400 m^2 (med fluks lik 200 $\text{l/m}^2\cdot\text{h}$). Ved dimensjonering med lavere fluks vil anlegget blir større. Leverandør av MF-membranen forventer at anlegget skal kunne kjøres på fluks lik 200 $\text{l/m}^2\cdot\text{h}$, og derfor benyttes dette i de videre vurderingene. Et arealbehov på 400 m^2 er for stort til å kunne plasseres i eksisterende Benna VBA. Bygget for membrananlegget bygges derfor over det nye produksjonsbassenget. Utløpsspumper etableres i tilknytning til produksjonsbassenget for pumping ut på ledningsnett/ eventuelt høydebasseng. Pumper monteres i eget pumperom vis-a-vis produksjonsbasseng for å oppnå positivt innløpstrykk på pumper og dermed forbedre driftsforutsetningene.

UV-aggregater og kloranlegg forblir i eksisterende Benna VBA, slik at eksisterende anlegg blir brukt på best mulig måte, men ombygges slik at det etableres en tilknytning til det nye tilbygget. MF-membranen har fritt vannspeil, og siden trykket inn til prosessrom Benna VBA er på ca. 1.5 bar er det vurdert slik at løsningen ikke trenger innløpsspumper. Det er derimot sannsynlig at det er behov for pumper på permeat siden (mellom produksjonsbassenget og MF-membranene) for å skape trykkdifferanse mellom fødevannet og permeatet (TMP), og dette er inkludert i estimatene.

MF-membranene bruker kjemikalier til rengjøring, konservering og nøytralisering. Det etableres en pumperigg for spyling av membranene, der spylevann tas fra produksjonsbassenget. I kostnadsestimatet er det derfor lagt til en komplett pumperigg. Siden ca. 10% av produksjonen benyttes til tilbakespyling så økes volumet til produksjonsbassenget fra 3000 m^3 til 3500 m^3 . Membrananlegget krever konservering av prosess ved lengre avbrudd i forsyningen. Det vil være nødvendig med desinfisering med klor, ozon osv, siden dødt vann og begroing av membranen vil kunne oppstå ved lite vannproduksjon. I et fullskala anlegg vil det være behov for både kjemikalierom og nøytraliseringsanlegg (pH-justering av vaskevann) før utslipp til bekk. Det er vurdert slik

at et nøytraliseringsanlegg trenger mottak for kjemikalier, motorstyrteventiler, samt holdingtank og mikser for innblanding av kjemikalier. Alle priser er eksklusive merverdiavgift.

Kostnadskalkyle investeringskostnader

NTNU		MF-MEMBRAN		Dato: 07.05.2021		
				Oppdrag: Benna		
				Utarbeidet av: ØODH		
POST	DIM	BESKRIVELSE	ENH	MENGDE	PRIS	SUM
1.00		GENERALKOSTNADER PROSESS				
1.1.		Konsulenttjenester	RS	1	3000000	3 000 000
1.2.		Generalkostnader	RS	1	1000000	1 000 000
1.00		SUM GENERALOMKOSTNINGER				4 000 000
2.00		GRUNN OG BYGGGARBEIDER				
2.1.		Grunnarbeider tomt renseanlegg/basseng	RS	1	4000000	4 000 000
2.2.		Produksjonsbasseng i betong (V=3000 m ²)	RS	1	7000000	7 000 000
2.3.		Tillegg 500 m ³ produksjonsbasseng	RS	1	500000	500 000
2.4.		Overbygg for UV-teknisk rom	m ²	0	40000	
2.5.		Byggarbeider nytt prosessrom	m ²	400	40000	16 000 000
2.00		SUM GRUNN OG BYGGGARBEIDER				27 500 000
3.00		PROSESS				
3.1.		Prosess type MF membran	Stk.	3	21 000 000	63 000 000
3.2.		Rørrangement for prosess	RS	1	800 000	800 000
3.3.		Instrumentering	RS	1	200000	200 000
3.4.		Elektro-styringer-automasjon	RS	1	1500000	1 500 000
3.5.		Spylevannsarrangement (utslipp føres til bekk)	RS	1	50000	50 000
3.6.		Nøytraliseringsanlegg med komplett utstyr	RS	1	1000000	1 000 000
3.7.		Pumperigg (3 spylepumper a 120l/s @ 30 mVS)	RS	1	1000000	1 000 000
3.00		SUM PROSESS				67 550 000
4.00		MASKINROM PUMPER OG UV				
4.1.		Ombygning eksist. rørrangement etc.	RS	1	2000000	2 000 000
4.2.		Pumpeanlegg utløp Q=400 l/s mot 30 m	Stk.	3	600000	1 800 000
4.3.		Rørrangement pumper og UV	RS	1	3000000	3 000 000
4.4.		Instrumentering	RS	1	200000	200 000
4.5.		Elektro-styringer-automasjon	RS	1	2000000	2 000 000
4.00		SUM MASKINROM PUMPER OG UV				9 000 000
						108 050 000

Vurderinger for estimat av D & V-kostnader

MF-membranen har oppgitt et strømforbruk på 0.04 kWh/m^3 produsert permeat. Dette stemmer overens med forventet strømforbruk oppgitt i litteraturen. For membraner ligger forventet strømforbruk på mellom 0.029 til 0.046 kWh/m^3 (Jones et al., 2019). MF-membranen vil benytte filterpumper (TMP), samt spylepumper, doseringspumper og mixer for innblanding av kjemikalier. Strømpris for industri er oppgitt til 17.6 øre/kWh (SSB, 2021). Strømprisen settes derfor til 1 kr/kWh (strøm + nettleie). Kostnadene tilknyttet transport og kjøp av kjemikalier er satt til 40 kr/kg , og forbruket av kjemikalier er oppgitt av leverandør og basert på en $Q_{\text{ordinær}}=200 \text{ l/s}$ gjennom året.

En fordel med åpne, neddykkede systemer (MF-membranen) er at de har færre ventiler og mindre rørarrangement sammenlignet med innkapslede og trykksatte systemer (UF-membranen) (Crittenden, 2012, 834). Leverandør oppga også færre timer per år for driftspersonell sammenlignet med UF-membranen. Siden membraner er vurdert som mer komplekse sammenlignet med de andre prosessene settes verdien til $0.7 \cdot 1 \text{ person fulltid}$. Det er ikke medtatt driftskostnader for utløpspumper og UV-aggregat.

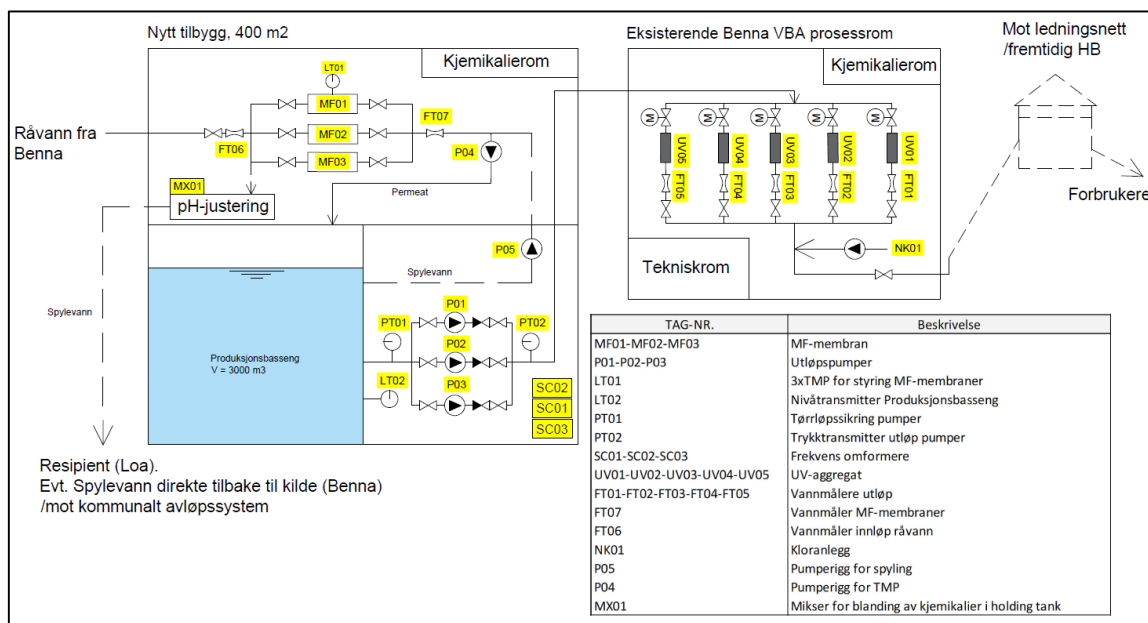
Forventet levetid for anlegget er forutsatt til 20 år. Estimater for D&V-kostnadene årlige inkluderer derfor også kostnader tilknyttet utskifting av membraner. MF-membranen er av type keramisk membran. Ødegaard (2014, s. 198) hevder at keramiske membraner har lengre levetid enn polymeriske membraner, men de er også dyrere i investering. Vanligvis er levetiden på membraner 5-10 år (Crittenden, 2012, s. 886).

Fra leverandør er det oppgitt at de keramiske membranene bør kunne vare lengre enn 20 år. For et fullskala anlegg ved Benna vil det etableres 3 stk. keramiske membraner med samlet kapasitet på 1200 l/s (fluks lik $200 \text{ l/m}^2 \cdot \text{h}$). Ifølge leverandør koster det ca. 60 mNOK å skifte ut alle membraner for 1200 l/s . I D & V-estimatene nedenfor er det tatt utgangspunkt i at MF-membranene må skiftes én gang i løpet av 20 år. Det er derimot vurdert slik at bare én av de tre membranene behøver å skiftes. Forbruket ved normal drift ved Benna er bare på 200 l/s , og belastningen på membranene er derfor langt mindre enn 1200 l/s som de er dimensjonert for. Dette gir $60 \text{ mNOK}/3$ membraner som er lik 20 mNOK per membran. Over 20 år tilsvarer utskifting av én membran 1 mNOK per år.

Kostnadskalkyle Drift- og Vedlikeholdskostnader

NTNU		MF-MEMBRAN		Dato: 03.05.2021		
				Oppdrag: Benna		
				Utarbeidet av: ØODH		
POST	DIM	BESKRIVELSE	ENH	MENGDE	PRIS	SUM
1.00		DRIFTSKOSTNADER				
1.1.		Strømforbruk (kWh/år)	RS	250000	1 kr/kWh	250 000
1.2.		Kjemikalieforbruk (kg/år)	RS	30000	40 kr/kg	1 200 000
1.00		SUM DRIFTSKOSTNADER				1 450 000
2.00		VEDLIKEHOLDSKOSTNADER				
2.1.		Slitedeler/reservedeler (ekskl. membran)	RS	1	100000	100 000
2.2.		Utskiftning av membraner	RS	1	1000000	1 000 000
2.3.		Service	RS	3	20000	60 000
2.4.		Driftspersonell	RS	0.7	500000	350 000
2.00		SUM VEDLIKEHOLDSKOSTNADER				1 510 000

Flytskjema med TAG-nr.



Funksjonsbeskrivelse

Råvann ledes inn i 3 stk. MF-membran moduler (**MF01-MF02-MF03**). MF-membran modulene styres etter presatt differansetrykk mellom permeat og innløpssiden (TMP), og spyles ved tap på mellom 0.1-0.4 bar (**LT01**). Det etableres vannmålere (**FT06-FT07**) før og etter MF-membranene for registrering av øyeblikks-verdi og akkumulert verdi. Etter vannbehandling i MF-membranene føres permeat til produksjonsbasseng. TMP skapes ved hjelp av pumper (**P04**) plassert på hver av de 3 MF-membran modulene. Fra

produksjonsbasseng pumpes vannet via 3 stk. sentrifugalpumper (**P01-P02-P03**), hver med kapasitet $Q=400$ l/s mot 30 mVs. Pumpene styres av nivå i et evt. fremtidig høydebasseng eller etter presatt trykktransmitter (**PT02**) på utløpsrør til forbrukere. Pumpene frekvensstyres av 3 stk. omformere (**SC01-SC02-SC03**). På innløpside pumper monteres tørrløpssikring (**PT01**). Fra pumper ledes vannet igjennom 5 stk. UV-aggregater (**UV01-UV02-UV03-UV04-UV05**) før det pumpes ut av Benna VBA. Kloranlegg (**NK01**) opprettholdes som i dag. Det monteres 5 stk. vannmålere (**FT01-FT02-FT03-FT04-F05**) etter alle UV-aggregater som viser øyeblikks-verdi og akkumulert verdi for hvert aggregat. Summen av disse gir totale forbruk i øyeblikks-verdi og akkumulert. Ved rengjøring bruker prosessen permeatet fra produksjonsbasseng, og det er behov for en komplett pumperigg (**P05**) for spyling, der vannet føres motsatt vei av filtreringsretningen. Spylevannet må nøytraliseres i en tank der kjemikalier blandes med en mikser (**MX01**) før utslipp til bekk.

Vedlegg H – Forutsetninger klimagassregnskap

Forutsetninger/Systemgrenser for analysen:

Klimagassutslipp er beregnet ved hjelp av en Excel-kalkulator fra Norsk Vann (Borg et al., 2019). I beregningene inngår CO₂-utslipp fra vannbehandling (drift/bruksfase), noe som inkluderer bruk av kjemikalier, transport av masser og energi for drift av anlegget. Verktøyet inkluderer derimot ikke klimagassutslipp for bygg og tekniske komponenter. Utslipp relatert til konstruksjon av pumpestasjoner, VBA, høydebasseng og andre tekniske komponenter er ikke inkludert i Excel kalkulatoren. Verktøyet gir et resultat som oppgis i *kg CO₂-ekvivalenter/år*. Resultatene multipliseres derfor med 20 år for gi det totale utslippet, i *kg CO₂-ekvivalenter*, gjennom anleggets forventede levetid. Forventet levetid er satt til 20 år for maskintekniske deler (les: prosesser), se *VEDLEGG D*.

Gjennom 20 år er det mulig at det vil være behov for å skifte ut membranene, samt skifte ut filtermassene i Sandfilter 1 og 2. Dette vil føre til ytterligere klimagassutslipp for disse prosessene, og dette er inkludert i miljøanalysen. Det er mulig trykksilen, trommelsilen og trykksilfilteret også vil behøve å skifte ut noen deler i løpet av 20 år, men disse er ikke inkludert i analysen. Det foreligger ingen informasjon om deler som MÅ skiftes ut, ei heller utslipp tilknyttet dette.

Det er ikke gjennomført LCA av de forskjellige vannbehandlingsprosessene, og det var kun to av leverandørene (UF og MF-membranene) som hadde informasjon om utslipp for produksjon av de ulike prosessene. Av den grunn er det ikke mulig å sammenligne CO₂-utslipp for selve produksjonen og installasjon av de ulike løsningene, og dette utgjør en begrensning i miljøanalysen. Vannbehandlingsprosessene sammenlignes derfor gjennom et forenklet estimat for utslipp tilknyttet byggetekniske arbeider for overbygg/tilbygg. Det er for eksempel forskjell på antall m³ betong som går med i bygging av et tilbygg på 100 m² sammenlignet med et tilbygg på >400m² for de større prosessene.

Klimagassutslipp ved konstruksjon av tilbygg:

For beregning av byggetekniske CO₂-utslipp er det antatt at alle prosesser har samme klimafotavtrykk fra produksjonsbassenget og rom for utløpspumper (det er ikke tatt hensyn til at prosesser som taper >5% av produsert vannmengde til tilbakespyling har 500 m³ ekstra produksjonsbasseng). Andre antagelser er:

- Tilbygget utføres hovedsakelig med et bæresystem i plasstøpt betong (vegger, dekker, bjelker og søyler), samt at taket består av betong.
- Tykkelse tak: 250mm, Tykkelse vegger: 250mm
- 4 vegger med høyde 8 m (12 m for UF membran pga. 2 etasjer). Lengde vegg avhenger av fotavtrykket
- Betongtype: B45 betong
- Prosesser som får plass i eksisterende Benna VBA: 100 m² areal
- Prosesser som ikke får plass i eksisterende Benna VBA: 400-700 m² areal.

Høyden på tilbygget settes til 8 meter fordi dette ansees som tilstrekkelig for å kunne utføre service på prosessene (løfteanordning over prosessene er inkludert). Trykksilen krever for eksempel en høyde på ca. 4,5 m for at innmat skal kunne løftes ut, mens MF-membranene er ca. 3 meter høye og trommelsilene er ca. 2 m høye.

Utslippsfaktor betong B45

Utslipp per m³ betong med B45 kvalitet er oppgitt til **247.528 Kg CO₂-ekv**, se Tabell A, med egenvekt 2400 kg/m³ basert på EPD (Magerøy, 2020).

Tabell A: Utslippsfaktor betong B45 kvalitet

Fase	Beskrivelse	Parameter	Enhet	Utslippsfaktor
A1	Råmaterialer	GWP	Kg CO ₂ -ekv.	229
A2	Transport til fabrikk	GWP	Kg CO ₂ -ekv.	11.8
A3	Produksjon	GWP	Kg CO ₂ -ekv.	0.928
A4	Transport	GWP	Kg CO ₂ -ekv.	5.8

Beregninger (se Figur A for illustrasjon)

Trykksil, Trommelsil, Trykksilfilter:

- Betongtak: 100 m² · 0.25m = 25 m³
- Vegger: (10 m · 0.25 m · 8 m) · 4 stk.= 80 m³

MF-membran:

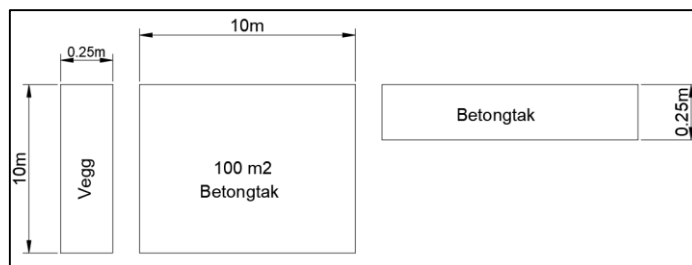
- Betongtak: 400 m² · 0.25 m = 100 m³
- Vegger: (20 m · 0.25 m · 8 m) · 4 stk.= 160 m³

Sandfilter 1 og 2

- Betongtak: 500 m² · 0.25 m = 125 m³
- Vegger: (22.4 m · 0.25 m · 8 m) · 4 stk.= 180 m³

UF-membran:

- Betongtak: $700 \text{ m}^2 \cdot 0.25 \text{ m} = 175 \text{ m}^3$
- Vegger: $(26.5 \text{ m} \cdot 0.25 \text{ m} \cdot 8 \text{ m}) \cdot 4 \text{ stk.} = 212 \text{ m}^3$



Figur A: Eksempel for tilbygg 100 m²

Tabell B: Beregnede Kg CO₂-ekvivalenter for etablering av tilbygg

Prosess	Estimert antall m ³ betong	Beregning	Kg CO ₂ -ekv.
Trykksil	105	105·247.528	25 990
Trommelsil	105	105·247.528	25 990
Sandfilter 1 og 2	305	305·247.528	75 500
Trykdiskfilter	105	105·247.528	25 990
UF-membran	387	387·247.528	95 800
MF-membran	260	260·247.528	64 360

Klimagassutslipp ved bruksfase - Excel-kalkulator fra Norsk Vann (Borg et al., 2019)

1. Kjemikalieforbruk:

Kjemikalieforbruket for fullskala anlegge er oppgitt av leverandører og er basert på kjemikalieforbruk ved ordinær drift (Q=200l/s). Produksjonssted for alle kjemikalier antas 500 km unna Benna VBA (flere leverandører sør i landet, f.eks. Fredrikstad). Det er kun prosessene som benyttet kjemikalier i pilot-testingen som vil vurderes med hensyn til utslipp fra kjemikalieforbruk. Det er mulig andre prosesser også vil behøve kjemikalier, for eksempel ved CIP, men dette er det ikke tatt hensyn til i denne oppgaven.

Ulike kjemikalier kan ha ulike konsentrasjoner. Som input til klimaregnskap benyttes kun kjemikalie per mengde virkestoff uten vanninnhold, siden det er produksjon av kjemikalet som står for størsteparten av klimafotavtrykket til produktet. Eksempel fra Borg et al. (2019): «hvis man har brukt 1 tonn flytende klor med 10 % konsentrasjon fyller man ut 0,1 tonn i raden for flytende klor.».

Tabell C: Kjemikalieforbruk UF-membran

Type kjemikalie	Brukt til?	Oppgitt mengde (tonn/år)	Input Excel (tonn/år)
NaOCl (12.5%)	Rengjøring	10.8	1.35
NaOH (25%)	Rengjøring/nøytralisering	12.4	3.10
HCl (25%)	Rengjøring/nøytralisering	13.5	3.38
NaHSO ₃ (32%)	Nøytralisering/evt. konservering	7.5	2.40

Tabell D: Kjemikalieforbruk MF-membran

Type kjemikalie	Brukt til?	Oppgitt mengde (tonn/år)	Input klimaregnskap (tonn/år)
H ₂ O ₂ (35%)	Rengjøring	17	5.95
Na ₂ O ₃ (solid)	Nøytralisering	13	13

Tabell E: Kjemikalieforbruk Trykksil

Type kjemikalie	Brukt til?	Mengde (tonn per år)	Input klimaregnskap (tonn/år)
C ₆ H ₈ O ₇	Rengjøring	0.18	0.18
Na ₂ CO ₃	Nøytralisering	0.15	0.15

Utslippsfaktorer kjemikalier:

Av kjemikalierne som er oppgitt av leverandørene er det kun sitronsyre (C₆H₈O₇), natriumkarbonat (Na₂CO₃) og natriumbisulfitt (NaHSO₃) som ikke inngår i Excel-kalkulator fra Norsk Vann (Borg et al., 2019). Gjennom mailkorrespondanse med tre ulike leverandører av kjemikalier viste det seg at det var ingen som hadde utslippsfaktorer for de aktuelle kjemikalierne. Det var også utfordrende å finne troverdige verdier i litteraturen. En av leverandørene henviste videre til NORSUS (Norsk Institutt for Bærekraftsforskning). Etter mailkorrespondanse med NORSUS ble følgende utslippsfaktorer oversendt den 21.05.2021:

- C₆H₈O₇ (sitronsyre) → 2.8 kg CO₂-ekv./kg = 2800 kg CO₂-ekv./tonn
- Na₂CO₃ (natriumkarbonat) → 1.6 kg CO₂-ekv./kg = 1600 kg CO₂-ekv./tonn
- NaHSO₃ (natriumbisulfitt) → 1.4 kg CO₂-ekv./kg = 1400 kg CO₂-ekv./tonn

Disse utslippsfaktorene ble brukt videre i Excel-kalkulator fra Norsk Vann. Utslippsfaktorene er basert på ecoinvent-data (LCI database versjon 3.6) (Wernet et al., 2016) som er implementert i SimaPro versjon 9.1.0.11 multi user (LCA programvare) med metoden IPCC 2013 100a v1.03 (Wernet et al., 2016). Annen informasjon:

- Sodium carbonate Na₂CO₃ – Sodium percarbonate, powder {RER} | production | Cut-off, U

- Sodium bisulfite NaHSO_3 – Sodium sulphite {RER} | production | Cut-off, U
- Citric acid {RER} | production | Cut-off, U

Natriumkarbonat og natriumbisulfitt finnes ikke i ecoinvent databasen, og natrium perkarbonat og natrium sulfitt er derfor brukt som erstatningsdata for disse kjemikaliene.

2. Filtermasser:

Dette avsnittet gjelder kun for Sandfilter 1 og Sandfilter 2. I Excel-kalkulator fra Norsk Vann (Borg et al., 2019) må forbruket av filtermasser oppgis i tonn per år. Det kan forsvinne noe finere filtermasser med tilbakespylingen, men dette forbruket er neglisjert i denne oppgaven. Forbruk av filtermasser baseres derfor på utskifting av masser. Etter samtaler med leverandør er det oppgitt av filtermasser vanligvis skiftes ut ca. hvert 6-8 år. Det vil si at det gjennom anleggets levetid på 20 år (forutsatt i *VEDLEGG D*) må massene skiftes 2.5 ganger.

I beregninger er det tatt utgangspunkt i forbruket ved normal drift ($Q=200$ l/s), og ikke 800 l/s som er forbruket ved full reservevannforsyning. Beregninger fra *VEDLEGG D* viser et forbruk på 108 m^3 per utskifting av filtermasser, og gjennom 20 år blir dette $108 \text{ m}^3 \cdot 2.5 = 270 \text{ m}^3$.

Ifølge leverandør av filtermasser har antrasitt en volumvekt på 0.7 tonn/m^3 , mens kvartssand har en volumvekt på 1.6 tonn/m^3 . Disse tallene er litt lave i forhold til de som oppgis i Tabell 4.15 i Ødegaard et al. (2015), men de vil likevel brukes i de videre utregningene. Nedenfor beregnes forbruk av filtermasser per år for de to sandfiltrene som brukes som input til Excel-kalkulatoren fra Norsk Vann:

Sandfilter 1 (antrasitt og kvartssand):

- Antrasitt: $135 \text{ m}^3 \cdot 0.7 \text{ tonn/m}^3 = 94.5 \text{ tonn} \rightarrow 94.5 \text{ tonn}/20\text{år} = \mathbf{4.725 \text{ tonn/år}}$.
- Kwartssand: $135 \text{ m}^3 \cdot 1.6 \text{ tonn/m}^3 = 216 \text{ tonn} \rightarrow 216 \text{ tonn}/20 \text{ år} = \mathbf{10.8 \text{ tonn/år}}$.

Sandfilter 2 (kun antrasitt):

- $270 \text{ m}^3 \cdot 0.7 \text{ tonn/m}^3 = 189 \text{ tonn} \rightarrow 189 \text{ tonn}/20 \text{ år} = \mathbf{9.45 \text{ tonn/år}}$.

Antrasitt og kvartssand har forskjellige utslippsfaktorer. Sandfilter 1 er to-media filter og vil derfor benytte 4.725 tonn/år med antrasitt og 10.8 tonn/år med kvartssand. Sandfilter

2 er en-media filter og vil benytte 9.45 tonn/år med antrasitt. Avstand fra Benna og til produksjonssted for antrasitt og kvartssand settes til 100 km.

3. Strømforbruk:

Tabell F: Strømforbruk i kWh/år

Prosess	Oppgitt av leverandør: (kWh/m ³ produsert)	kWh/år (ved Q=200l/s)
Trykksil	0.000015	95
Trommelsil	0.00015 (0.012 kW/m ³)	1000
Sandfilter	0.00022	1400
Trykkdiskfilter	0.006 (0.28 kW/m ³)	38 000
UF-membran	0.025	158 000
MF-membran	0.04	252 000

Det er forutsatt elektrisitet med *norsk forbruksmiks* og standard verdi for utslippsfaktor i Excel-kalkulator fra Norsk Vann (Borg et al., 2019). Energiforbruk for bygging av nytt tilbygg er ikke inkludert. Trykksilen har oppgitt et svært lavt energiforbruk fra leverandør. Dette energiforbruket skal inkluderes både spylepumpe, motor for rotasjon av sugedyser, doseringspumper for kjemikalier og mikser for nøytralisering.

For trommelsilen og trykkdiskfilteret, som oppga strømforbruk i kW/m³, kreves en litt annerledes omregning. For å beregne kWh/år må antall m³ spylevann per år beregnes og multipliseres med oppgitt kW/m³: Antall m³ spylevann per år = $Q_{\text{tilbakespyling}}$ (m³/time) · Spyling per dag (timer) · Spyling per år (dager, 365).

Utslipp tilknyttet utskifting av membraner

Klimagassutslipp ved produksjon av membranene er oppgitt av leverandører i kg CO₂-ekvivalenter/m² membranareal. Produksjon av UF-membraner gir ca. 5-10 kg CO₂-ekvivalenter per m² membranareal (bruker 7 i videre beregninger), mens produksjon av MF-membraner gir ca. 8-12 kg CO₂-ekvivalenter per m² membranareal (bruker 11 i videre beregninger). For å beregne nødvendig membranareal for UF og MF-membranene benyttes formel 1.0 etter Ødegaard et al. (2015):

$$A \text{ (m}^2\text{)} = \frac{Q_{\text{dim}} \left(\frac{\text{l}}{\text{h}}\right)}{F_m \left(\frac{\text{l}}{\text{m}^2 \cdot \text{h}}\right)} \quad (1.0)$$

der Q_{dim} er dimensjonerende vannmengde og F_m er membranfluks. De beregnede utslippene legges til klimaregnskapet.

1. MF-membran:

Fra leverandør er det oppgitt at de keramiske membranene bør kunne vare lengre enn 20 år. For et fullskala anlegg ved Benna vil det etableres 3 stk. MF-membraner med samlet kapasitet på 1200 l/s (fluks lik 200 l/m²·h). I miljøberegningene nedenfor er det tatt utgangspunkt i at MF-membranene må skiftes én gang i løpet av 20 år. Det er derimot vurdert slik at bare én av de tre membranene behøver å skiftes. Forbruket ved normal drift ved Benna er bare på 200 l/s, og belastningen på membranene er derfor langt mindre enn 1200 l/s som de er dimensjonert for. Slitasjen blir derfor mindre. MF-membranen er forventet å klare en fluks på 200 l/m²·h. Dette er innenfor typiske driftskarakteristika MF membraner (keramiske) etter Tabell 4.21 i Ødegaard et al. (2015). Ved lavere fluks blir nødvendig membranareal høyere, og dermed utslippene høyere. Estimert nødvendig membranareal for den ene MF-membranen, med $Q_{\text{dim}} = 400 \text{ l/s}$ (1200 l/s / 3 enheter), blir dermed:

- $A = 1\,440\,000 \text{ (l/t)} / 200 \text{ (l/m}^2\cdot\text{h)} = 7200 \text{ m}^2$
- $11 \text{ kg CO}_2\text{-ekv./m}^2 \text{ membranareal} \cdot 7200 \text{ m}^2 = \mathbf{79\,200 \text{ kg CO}_2\text{-ekv.}}$

2. UF-membran:

Fra leverandør er det oppgitt at polymeriske membraner bør kunne vare lengre enn 10 år. For et fullskala anlegg ved Benna vil det etableres 8 stk. UF-membraner med samlet kapasitet på 1200 l/s. I miljøberegningene nedenfor er det tatt utgangspunkt i at UF-membranene må skiftes to ganger i løpet av 20 år. Det er derimot vurdert slik at bare 4 av de 8 membranene behøver å skiftes samtidig på grunn av mindre slitasje. Forbruket ved normal drift ved Benna er på 200 l/s. Ved full reservevannforsyning er forbruket i dag på 800 l/s. Belastningen på membranene er derfor langt mindre enn 1200 l/s som de er dimensjonert for. Over 20 år (to utskiftninger) vil alle membranene ha blitt skiftet ut, noe som tilsvarer 1200 l/s som Q_{dim} . Membranfluksen som ble benyttet under pilot-testingen var på rundt 100 (l/m²·h). Dette er innenfor typiske driftskarakteristika for UF membraner etter Tabell 4.21 i Ødegaard et al. (2015). Estimert nødvendig membranareal for UF-membranen med $Q_{\text{dim}} = 1200 \text{ l/s}$ blir dermed:

- $A = 4\,320\,000 \text{ (l/t)} / 100 \text{ (l/m}^2\cdot\text{h)} = 43\,200 \text{ m}^2$
- $7 \text{ kg CO}_2\text{-ekv./m}^2 \text{ membranareal} \cdot 43200 \text{ m}^2 = \mathbf{302\,400 \text{ kg CO}_2\text{-ekv.}}$

Vedlegg I – Kriterieverdier for hovedscenario

Kriterium: Maksimere renseytelse med hensyn til virvelløse dyr

Tabell A: Beregnet total score for hver prosess (basert på scoringsmetoden presentert i kapittel 5.2.1.2.)

Prosess	Total score
UF	0
MF	20
Trykkdiskfilter	280
Sandfilter 1	360
Trommelsil	5485
Trykksil	12283
Sandfilter 2	23160

Tabell B: Tilegnede kriterieverdier for hver prosess

Prosess	Total score	Kriterieverdi
UF	0	100.00
MF	20	99.70
Trykkdiskfilter	280	96.20
Sandfilter 1	360	95.10
Trommelsil	5485	42.20
Trykksil	12283	9.20
Sandfilter 2	23160	0.00

Kriterium: Maksimere leveringskapasiteten for Benna

Tabell C: Resultater fra magasin-routingen

Prosess	Kapasitet (dager) ved tørrår og uttak på 1200 l/s	Kapasitet (dager) ved tørrår og uttak på 800 l/s
Trommelsil	109	160
Trykkdiskfilter	109	160
Trykksil	109	160
Sandfilter 1	108	158
Sandfilter 2	108	158
UF membran	105	154
MF membran	100	148

Tabell D: Tilegnede kriterieverdier for hver prosess (maksimere leveringskapasiteten til Benna).

Prosess	Kapasitet (dager) ved tørrår og uttak på 1200 l/s	Verdi
Trommelsil	109	100.00
Trykkdiskfilter	109	100.00
Trykksil	109	100.00
Sandfilter 1	108	88.90
Sandfilter 2	108	88.90
UF membran	105	55.60
MF membran	100	0.00

Kriterium: Minimere investeringskostnader

Tabell E: Sammendrag av investeringskostnader for fullskala anlegg med trykksiler

ESTIMAT INVESTERINGSKOSTNADER TRYKKSIL		
SAMMENDRAG		
POST	BESKRIVELSE	SUM
1.00	GENERALKOSTNADER	4 000 000
2.00	GRUNN OG BYGGARBEIDER	15 000 000
3.00	PROSESS	11 750 000
4.00	MASKINROM, PUMPER OG UV	7 500 000
SAMLET SUM (NOK)		38 250 000

Tabell F: Sammendrag av investeringskostnader for fullskala anlegg med trommelsiler

ESTIMAT INVESTERINGSKOSTNADER TROMMELSIL		
SAMMENDRAG		
POST	BESKRIVELSE	SUM
1.00	GENERALKOSTNADER	4 000 000
2.00	GRUNN OG BYGGARBEIDER	15 000 000
3.00	PROSESS	12 050 000
4.00	MASKINROM, PUMPER OG UV	7 500 000
SAMLET SUM (NOK)		38 550 000

Tabell G: Sammendrag av investeringskostnader for fullskala sandfilteranlegg

ESTIMAT INVESTERINGSKOSTNADER SANDFILTER 1 OG 2		
SAMMENDRAG		
POST	BESKRIVELSE	SUM
1.00	GENERALKOSTNADER	4 000 000
2.00	GRUNN OG BYGGARBEIDER	31 000 000
3.00	PROSESS	43 550 000
4.00	MASKINROM, PUMPER OG UV	9 000 000
SAMLET SUM (NOK)		87 550 000

Tabell H: Sammendrag av investeringskostnader for fullskala trykkdiskfilteranlegg

ESTIMAT INVESTERINGSKOSTNADER TRYKKDISKFILTER		
SAMMENDRAG		
POST	BESKRIVELSE	SUM
1.00	GENERALKOSTNADER	4 000 000
2.00	GRUNN OG BYGGARBEIDER	15 000 000
3.00	PROSESS	13 050 000
4.00	MASKINROM, PUMPER OG UV	7 500 000
SAMLET SUM (NOK)		39 550 000

Tabell I: Sammendrag av investeringskostnader for fullskala UF-membransanlegg

ESTIMAT INVESTERINGSKOSTNADER UF-MEMBRAN		
SAMMENDRAG		
POST	BESKRIVELSE	SUM
1.00	GENERALKOSTNADER	4 000 000
2.00	GRUNN OG BYGGARBEIDER	52 500 000
3.00	PROSESS	68 550 000
4.00	MASKINROM, PUMPER OG UV	9 000 000
SAMLET SUM (NOK)		134 050 000

Tabell J: Sammendrag av investeringskostnader for fullskala MF-membrananlegg

ESTIMAT INVESTERINGSKOSTNADER MF-MEMBRAN		
SAMMENDRAG		
POST	BESKRIVELSE	SUM
1.00	GENERALKOSTNADER	4 000 000
2.00	GRUNN OG BYGGARBEIDER	27 500 000
3.00	PROSESS	67 550 000
4.00	MASKINROM, PUMPER OG UV	9 000 000
SAMLET SUM (NOK)		108 050 000

Tabell K: Tilegnede kriterieverdier for hver prosess (minimere investeringskostnader).

Prosess	mNOK	Verdi
Trykksil	38.25	100.00
Trommelsil	38.55	99.69
Trykkdiskfilter	39.55	98.64
Sandfilter 1	87.55	48.54
Sandfilter 2	87.55	48.54
MF membran	108.05	27.14
UF membran	134.05	0.00

Kriterium: Minimere de årlige drift- & vedlikeholdskostnadene

Tabell L: Sammendrag av D & V – kostnader for fullskala anlegg med trykksiler

ESTIMAT D&V-KOSTNADER TRYKKSIL		
SAMMENDRAG		
POST	BESKRIVELSE	SUM
1.00	DRIFTSKOSTNADER	12 095
1.00	VEDLIKEHOLDSKOSTNADER	160 000
SAMLET SUM (NOK/ÅR)		172 095

Tabell M: Sammendrag av D & V – kostnader for fullskala anlegg med trommelsiler

ESTIMAT D&V-KOSTNADER TROMMELSIL		
SAMMENDRAG		
POST	BESKRIVELSE	SUM
1.00	DRIFTSKOSTNADER	1 000
1.00	VEDLIKEHOLDSKOSTNADER	400 000
SAMLET SUM (NOK/ÅR)		401 000

Tabell N: Sammendrag av D & V – kostnader for fullskala sandfilteranlegg (to-media filter)

ESTIMAT D&V-KOSTNADER SANDFILTER 1		
SAMMENDRAG		
POST	BESKRIVELSE	SUM
1.00	DRIFTSKOSTNADER	1 400
1.00	VEDLIKEHOLDSKOSTNADER	451 000
SAMLET SUM (NOK/ÅR)		452 400

Tabell O: Sammendrag av D & V – kostnader for fullskala sandfilteranlegg (en-media filter)

ESTIMAT D&V-KOSTNADER SANDFILTER 2		
SAMMENDRAG		
POST	BESKRIVELSE	SUM
1.00	DRIFTSKOSTNADER	1 400
1.00	VEDLIKEHOLDSKOSTNADER	370 000
SAMLET SUM (NOK/ÅR)		371 400

Tabell P: Sammendrag av D & V – kostnader for fullskala trykkdiskfilteranlegg

ESTIMAT D&V-KOSTNADER TRYKKDISKFILTER		
SAMMENDRAG		
POST	BESKRIVELSE	SUM
1.00	DRIFTSKOSTNADER	38 000
1.00	VEDLIKEHOLDSKOSTNADER	320 000
SAMLET SUM (NOK/ÅR)		358 000

Tabell Q: Sammendrag av D & V – kostnader for fullskala UF-membrananlegg

ESTIMAT D&V-KOSTNADER UF-MEMBRAN		
SAMMENDRAG		
POST	BESKRIVELSE	SUM
1.00	DRIFTSKOSTNADER	1 760 000
1.00	VEDLIKEHOLDSKOSTNADER	2 190 000
SAMLET SUM (NOK/ÅR)		3 950 000

Tabell R: Sammendrag av D & V – kostnader for fullskala MF-membrananlegg

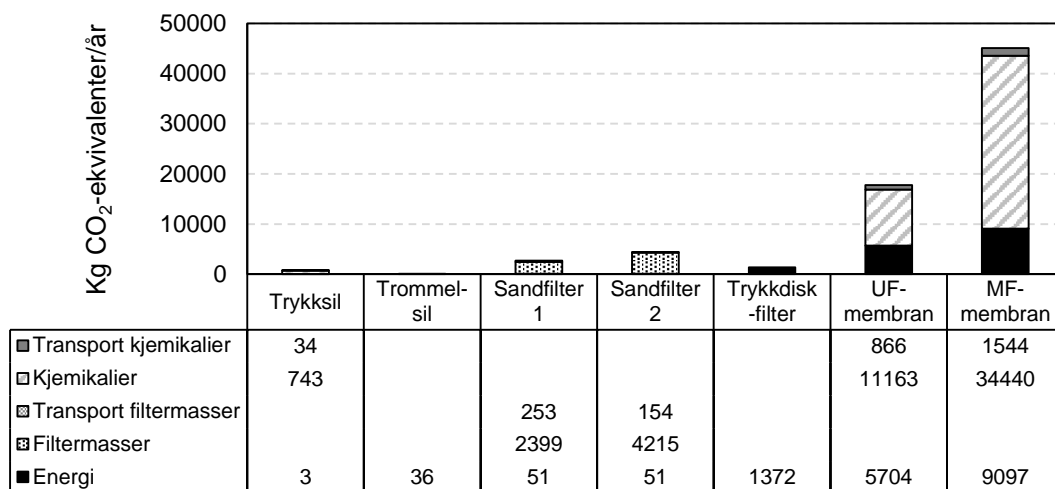
ESTIMAT D&V-KOSTNADER MF-MEMBRAN		
SAMMENDRAG		
POST	BESKRIVELSE	SUM
1.00	DRIFTSKOSTNADER	1 450 000
1.00	VEDLIKEHOLDSKOSTNADER	1 510 000
SAMLET SUM (NOK/ÅR)		2 960 000

Tabell S: Tilegnede kriterieverdier for hver prosess (minimere D & V – kostnader).

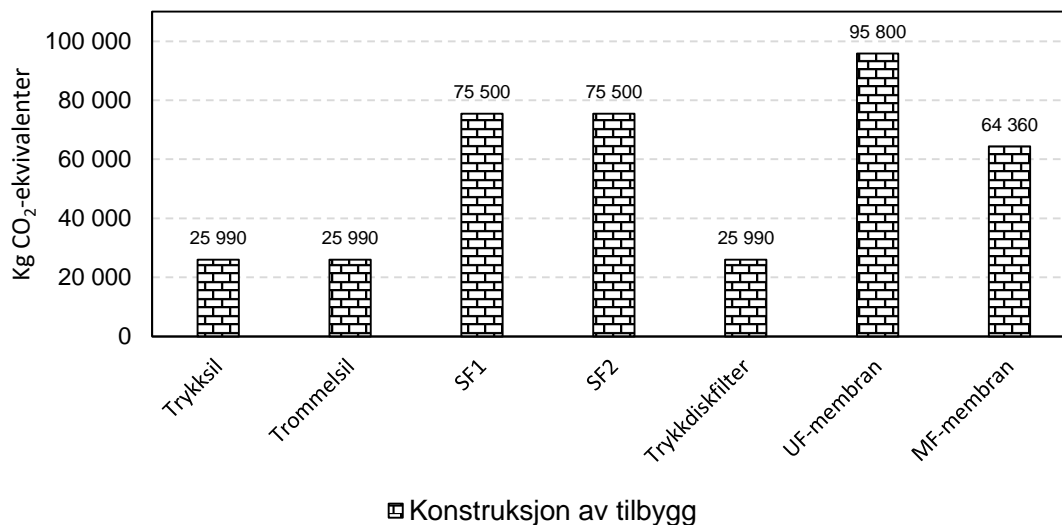
Prosess	NOK/år	Verdi
Trykksil	172 095	100.00
Trykkdiskfilter	358 000	94.06
Trommelsil	401 000	92.68
Sandfilter 1	445 400	91.26
Sandfilter 2	452 400	91.04
MF membran	2 960 000	42.84
UF membran	3 950 000	0.00

Kriterium: Minimere klimagassutslipp

Tabell T: Utslipp tilknyttet vannbehandlingen i kg CO₂-ekvivalenter/år



Tabell U: Beregnede klimagassutslipp, i kg CO₂-ekvivalenter, ved konstruksjon av fullskala anlegg



Tabell V: Tilegnede kriterieverdier for hver prosess (minimere Klimagassutslipp).

Prosess	Totalt klimagassutslipp over 20 år (kg CO ₂ -ekvivalenter)	Verdi
Trommelsil	26 710	100.00
Trykksil	42 950	98.41
Trykksilfilter	53 430	97.38
Sandfilter 1	129 560	89.90
Sandfilter 2	163 900	86.53
UF-membran	752 860	28.70
MF-membran	1 045 180	0.00

Vedlegg J – Mosdyr i ledningsnett

Teori om mosdyr i ledningsnett

Ett vanlig kjennetegn for mosdyrene er at de vokser i kolonier på blader, steiner under vann, trerøtter, greiner, men også på kunstige substrater som for eksempel plast (Kjærstad & Olsen, 2015). Mosdyr deles inn i tre klasser, der Phylactolaemata bare omfatter dyr i ferskvann (SNL, 2019b). I Norge finnes det 11 ferskvannsarter.

Ett enkelt individ av mosdyr kalles en zooid og er normalt 1-2 mm langt (Mello & Smith, 2019). Flere zooider kan sammen danne store kolonier som kan veie flere kilo. Kolonier vokser raskt, og i de rette miljøene kan de doble sin størrelse i løpet av en uke. Mosdyr har utviklet forskjellige sovende stadier for å kunne overleve i ekstreme miljø (Wood, 2005). Arter i ferskvann lager «statoblaster» som kan være festet til et substrat eller flyte fritt i vannmassene. «Statoblaster» som er festet til et substrat kan ligge i dvale for måneder for så å våkne til liv å forme flere kolonier når forholdene er gode nok. Størrelsen på «statoblaster» avhenger av art, men kan være ned mot 200 µm (Mello & Smith, 2019).

Siden mosdyrene er beleggdannende organismer kan de skape problemer i vannledninger, i tillegg til å være en plage for driften av VBA (Mello & Smith, 2019). Begroing av ledningsnett på grunn av mosdyr er en sjelden problemstilling og det finnes lite litteratur om problemet (Wood, 2005). Ormerod (2017) hevder mosdyr kan etablere seg i ledningsnett hvor vannet har høyt innhold av partikulært organisk stoff siden de benytter organisk stoff som føde. Mosdyr ernærer seg på blant annet kiselalger og protozoer.

Kolonier av mosdyr kan fylle rør som dermed hindrer eller blokkerer vannføringen. Når disse koloniene dør kan nedbrytningen føre til vond lukt og smak på vannet (Ormerod, 2017). I tillegg vil de døde koloniene bli ført av gårde med vannet til de tetter filter eller annet utstyr. Koloniene som dør legger igjen «statoblaster» som er festet til rørveggen, og som benyttes som frø til å skape nye kolonier. Mosdyr er derimot ikke giftige, og de utgjør ingen helsemessig risiko for mennesker eller dyr (Mello & Smith, 2019).

Ifølge Mello & Smith (2019), er det praktisk umulig å bli kvitt mosdyr fra et system de allerede har kolonisert. Mosdyr trenger bare en levende zooid for å skape en hel koloni, og det er derfor viktig å minimere muligheten for kolonivekst på ledningsnett. Fysisk

fjerning som omfatter skuring, spyling og skrubbing av vannledninger vil ikke fjerne alle «statoblast» strukturene, noe som betyr at problemene med begroing vil fortsette å oppstå.

Ormerod (2017) hevder at hvis vannet ut fra vannbehandlingsanlegget tilfredsstiller drikkevannsforskriftens krav til turbiditet er det lite sannsynlig at mosdyr vil kunne etablere seg i distribusjonsnett. I henhold til Drikkevannsforskriften (2016) skal drikkevannets turbiditet (partikkelinnhold) være akseptabel for abonnentene. Ifølge Mattilsynet (2020), bør turbiditeten ut fra vannbehandlingsanlegget ikke overskride 1 NTU (Formazine Nephelometric Units) ved vannforsyning fra overflatevann. På råvannsledninger med overflatevann som vannkilde vil de derimot kunne etablere seg. Dette bekreftes av Wood (2005) som hevder at inntaksrør som bringer vann fra innsjødyppet ofte er begrodd av disse dyrene.

Ifølge Mello & Smith (2019), er vanntemperatur en god indikator for utvikling av mosdyr på ledningsnett. Forholdene er optimale for kolonivekst ved 15-28 grader, mens de fleste kolonier stopper å vokse ved temperaturer under 20 grader (Wood, 2005). Kolonier er oftest minst om våren og størst om sommeren. Om høsten dør koloniene og filter og siler tettes når koloniene faller av rørveggene. Kolonier og «statoblaster» drepes av vanntemperaturer over 35 grader.

Beleggdannede organismer bør kontrolleres for å unngå begroing på ledningsnett. For å minimere muligheten for begroing på ledningsnett er det viktig å ha kunnskap om mengden mosdyr som passerer vannbehandlingen, hvilke(n) art som er tilstede, hvilke behandlingsmetoder som er tilgjengelige og hvor tilgjengelige begroingsflatene er for vedlikehold (Wood, 2005). Det finnes lite eksperimentelle data på metoder som kan minimere begroing av ledningsnett på grunn av mosdyr. Zooider, «statoblaster» og kolonier som kommer inn fra overflatevannet kan derimot fjernes ved fin nok filtrering. Er mosdyrkolonier allerede etablert i ledningsnett vil det derimot kreve annen type behandling. Ifølge Wood (2005) er det flytende «statoblaster» som oftest kommer seg gjennom vannbehandlingen og ut på distribusjonsnett.

Behandlingsmetoder som dreper kolonier vil mest sannsynlig ikke påvirke «statoblaster», siden de er skapt for å overleve ekstreme forhold (Wood, 2005). Kjemisk behandling vil være mest effektiv om våren da koloniene er unge og utvikles. Kjemisk behandling vil derimot kunne fremprovosere at kolonien skaper «statoblaster» som overlever

behandlingen, og som spirer når forholdene igjen blir bedre. Ifølge Wood (2005), kan statisk eksponering med NaOCl (1 mg/l) for minst 5 timer være tilstrekkelig til å ta livet av kolonier, men ikke «statoblastere». Eventuelt kan sporadisk eksponering med 0,3 mg/l over 24 timer holde mosdyr under kontroll. For vann som inneholder store mengder partikulært organisk stoff vil det kreves større doser og lengre eksponeringstid.

Mant et al. (2013) benyttet klor i spylevannet for å kontrollere kolonier som etablerte seg i dysene i bunnen av hurtig sandfilter. Mant et al. (2013) konkluderte med at klorspyling var en effektiv langsiktig strategi for å redusere mosdyr begroing. Mosdyr er relativt resistente mot klor, men klor kan redusere vekstraten og størrelsene til kolonier. Ifølge Mello & Smith (2019), kan eksponering med UV lys minimere kolonivekst, men UV lys påvirker ikke «statoblastene».

Mosdyr i drikkevannet fra Benna

Mot slutten av pilotperioden (November) ble det oppdaget en større andel mindre organismer på rentvannssiden av alle pilotene bortsett fra membranene. Disse organismene ble analysert og viste seg å være Mosdyr (Bryozoa). Analysene viste at det var flytende «statoblastere» som var tilstede i det filtrerte vannet. Antallet mosdyr som passerte filtrene ble ikke telt, og art ble heller ikke bestemt. «Statoblastere» har en størrelse på 200 µm. Alle pilotene benyttet filter med lysåpninger under 55 µm. At «statoblastere» kommer igjennom på rentvannssiden kan skyldes utettheter i filtrene, eller at «statoblastere» er så fleksible at de presses gjennom filtrene. Det er ikke observert kolonivekst på selve filtrene, og membranene har ikke observert mosdyr på rentvannssiden.

Mosdyr utgjør ingen helsemessig risiko for mennesker, men de kan påvirke driften av VBA og skape begroede ledningsnett, samt skape lukt og smak på vannet. Så lenge turbiditeten ut av Benna VBA er under 1 NTU, og det nye rensetrinnet ved Benna tilbakeholder store mengder av zooidene, koloniene og «statoblastene» skal sannsynligheten for at ledningsnettet blir begrodd av store kolonier av mosdyr være minimal. Skulle det derimot oppstå tette filter og siler, samt lukt og smak på vannet om høsten kan det kanskje ha sammenheng med at døde kolonier nedbrytes og blir med vannet.

Hvis «statoblastere» passerer det nye rensetrinnet ved Benna VBA, er det mye som tyder på at UV og klor ikke inaktiverer disse, og at det vil være behov for andre

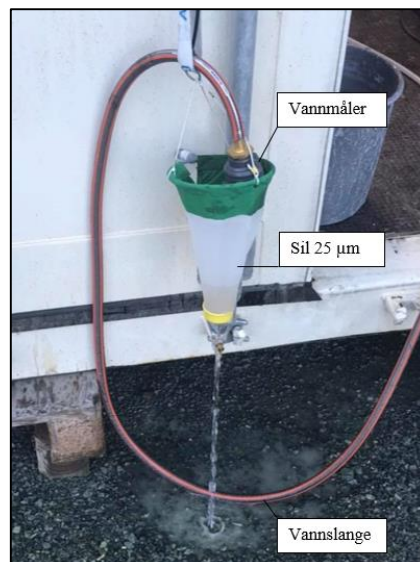
behandlingsmetoder. Det lureste blir derfor å vente til «statoblastene» spirer om våren ved varmere vanntemperaturer og deretter behandle de yngste koloniene. Et behandlingsalternativ vil være å spyle begrodde områder med veldig varmt vann, noe som vil få vekk kolonier og drepe «statoblastene». Andre tiltak vil kanskje være å tilsette klor til spylingen av filterne for å minimere dannelse av kolonier i prosessene. Fysisk fjerning av kolonidannede rør virker å være fånyttet, i og med at det er vanskelig å bli kvitt alle restene etter «statoblaste» som er festet til røret, og som dermed brukes som frø til nye kolonier.

Siden mosdyr ikke utgjør noen helsemessig risiko for mennesker, samt at mengden partikulært organisk stoff (turbiditet) som går ut på distribusjonsnett er lavt, er det i denne oppgaven ikke satt noen krav til mengden mosdyr som kan passere ut på ledningsnett. Både zooider, kolonier og de fleste «statoblaste» vil tilbakeholdes av filterne, men på grunn av deres mobilitet er en 100 % tilbakeholdelse vanskelig å oppnå. Skulle det derimot bli et problem med lukt og smak på vannet, samt tette filter, om høsten vil det være behov for å vurdere andre tiltak, samt gjennomføre flere undersøkelser. Det vil være lønnsomt å kartlegge hvor mange individer som passerer filtreringen, samt holde øye med vanntemperaturer for å se når forholdene er optimale for kolonivekst og kolonidød.

Vedlegg K – Test protokoll pilot-testing Benna 2020

Systematisk prøvetakning ved pilotanleggene ble igangsatt 26. Mars 2020. Tilsammen ble det tatt ut ca. 350 prøver i testprogrammet, fordelt på 10 ulike datoer i perioden fra 26. Mars 2020 til 21. Oktober 2020. For hver prøvedato ble prøver fra alle sju piloter tatt ut på samme dag. Prøvene ble tatt fra ubehandlet råvann (prøvepunkt før pilot) og prøver fra behandlet vann (etter pilot) med totalt 6 prøver (3 i parallell) for hvert pilotanlegg. Det var ikke etablert prøvepunkt før membranpilotene og de to sandfiltrene.

For hver prøve ble 50 L vann filtrert gjennom en 25 μm sil ved hjelp av en vannslange som ble festet til et prøvepunkt, se *Figur A*. Til sammenligning er Cyclops egg (hoppekrepsegg) rundt 50 μm (Ormerod, 2017). En vannmåler ble brukt for å måle eksakt 50 L. Innholdet i silen ble så tømt i et prøveglass, som deretter ble fiksert i Lugols løsning, og så transportert til analyse.



Figur A: Planktonsil, vannmåler og vannslange for prøvetakning.

Vannprøvene ble analysert ved bruk av stereomikroskop. Individer av dyreplankton ble talt opp og bestemt til art med fordeling av lengde og utviklingsstadier. Disse resultatene ble så ført inn i et Excel ark, der det ble oppført antall individer som kom igjennom prosessene og hvor mange individer som befant seg i råvannet. Samme person fra Trondheim kommune tok alle vannprøver, og samme person fra Miljøenheten analyserte prøvene. Testprogrammet er vurdert til å gi et tilfredsstillende grunnlag for å fange opp sesongvariasjon i forekomst og størrelsesfordeling av virvelløse dyr i vannkilden, i tillegg til å kunne vurdere den enkelte pilots tilbakeholdelse av virvelløse dyr.

Vedlegg L – Prosjektmandat pilot-testing Benna 2020

Prosjektmandat

Prosjektnavn:	Ny renseløsning, Benna	
Prosjektnummer:	92300145	
Investeringsområde:	Vann	Post: Kilder og vannbehandlingsanlegg
Effektmål – Strategisk plan:	Opprettholde god leveringssikkerhet.	
Prosjektets formål:	Testing av ulike løsninger for fjerning av hoppekrepss for å finne best egnede type løsning for fremtidig utbygging i fullskala.	
Milepæler:	Oppstart: 2018	Slutt:2021
Budsjett	Prosjekteiers reserve:	kr 1.000.000
	Idefase (Konsept):	
	Forprosjekteringsfase:	kr 164.000
	Detaljprosjekteringsfase:	kr 1.300.000
	Gjennomføringsfase	kr 5.970.000
Totalbudsjett	kr 8.434.000	
Usikkerhetsmargin:		
Periodisering av budsjett:	2018: kr 164.000, 2019: kr 2.500.000, 2020: kr 4.770.000, 2021: kr 1.000.000	
Finansiering:	Kommunalt låneopptak	
Prosjekteier (PE):	Tomas Eidsmo	Prosjektansvarlig (PA): Håkon Pedersen
Styringsgruppe:	i.a.	
Prosjektleder (PL):	Elisabeth Sørli	Kvalitetsleder:
Byggeleder (BL):	Geir Sommervold	
Driftsansvarlig (enhet):	Trondheim bydrift	

Prosjektmodell: Beslutningspunkter som skal godkjennes av prosjekteier (sett kryss)

Prosjektplanlegging

Godkjenne prosjektplan (B1)	
Godkjenne kommunikasjonsplan	
Godkjenne anskaffelsesstrategi	
Godkjenne plan for gjennomføring av usikkerhetsanalyser	

Planfase

Godkjenne konsept og starte forprosjektering (B2)	
Godkjenne forprosjekt og starte detaljprosjektering (B3)	
Godkjenne detaljprosjektering og starte bygging (B4)	
Godkjenne usikkerhetsanalyser	
Godkjenne evaluering av leverandør - rådgivertjenester	

Gjennomføringsfase (sett kryss)

Godkjenne prosjektleveranse (B5)	
Godkjenne usikkerhetsanalyser	
Godkjenne evaluering av leverandør - entrepriser	

Slutfase (sett kryss)

Godkjenne overlevert prosjektleveranse til drift (B6)	
Godkjenne sluttrapport m/evaluering (B6)	
Godkjenne prosjektavslutning (B6)	X

Godkjent

Versjonsnummer	Dato	Signatur
Versjon 1.0	28/10-19	Håkan Ped
Versjon 1.1		
Versjon 1.2		
Versjon 1.3		

Vedlegg M – Konkurransgrunnlag for pilotanlegg Benna fra Doffinbasen



TRONDHEIM KOMMUNE

Konkurransgrunnlag

Del II

"Funksjonsbeskrivelse trykksil"

Innledning

Under fremgår funksjonsbeskrivelse og kravspesifikasjoner for trykksil til bruk i pilotforsøk med fjerning av hoppekreps på Benna vannbehandlingsanlegg.

Tekniske rammebetingelser

Trondheim kommune vil forsøke å plassere pilotanleggene inne vannbehandlingsanlegget, men på grunn av begrenset plass vil dette ikke kunne gjennomføres for alle anlegg. Noen anlegg må derfor plasseres utenfor i container e.l. Trykksiler er normalt så pass små i fysiske mål at det forventes at denne/disse kan plasseres inne, og dette legges til grunn i tilbudet.

Anleggets kapasitet må ikke være så liten at det ikke blir representativt for funksjonen i et fullskala anlegg for et større vannverk. Typiske kapasiteter *antas* å være i området 1-10 L/s.

De anlegg som har mulighet for det skal ha utgang for digitalt feilsignal. For øvrig legges det i utgangspunktet ikke opp til at anleggene skal kobles mot vannverkets driftskontrollanlegg.

Det legges opp til at driftsavdelingen i kommunen skal drifte anlegget i leieperioden, med opplæring og bistand fra leverandør ved behov.

Kravspesifikasjon for trykksilanlegg

Anlegget skal være selvspylende trykksil.

Anlegget skal ha vevet eller tilsvarende duk med filtreringsgrad 20 µm eller finere. Filtreringsgrad kan være gjenstand for forhandlinger på grunnlag av tilgjengelige kvaliteter fra produsentens side eller annen nødvendig tilpasning.

Anlegget skal ha trykkdifferansmåling med avlesning på skala eller display.

Anlegget skal til daglig fungere uten manuell inngripen, det vil si at spyling og eventuell vask eller andre regelmessige operasjoner skal startes og gjennomføres automatisk, for eksempel styrt av tid eller differansetrykk. (Operasjoner som ev. bytte av innsatser o.l. gjøres manuelt.)



TRONDHEIM KOMMUNE

Konkurransesgrunnlag

Del II

”Funksjonsbeskrivelse trykk-diskfilter ”

Innledning

Under fremgår funksjonsbeskrivelse og kravspesifikasjoner for trykk-diskfilter til bruk i pilotforsøk med fjerning av hoppekreps på Benna vannbehandlingsanlegg.

Betegnelsen 'trykk-diskfilter' brukes her i mangel av noen mer innarbeidet betegnelse på denne metoden, for å skille den fra trykkløst 'diskfilter'.

Tekniske rammebetingelser

Trondheim kommune vil forsøke å plassere pilotanleggene inne vannbehandlingsanlegget, men på grunn av begrenset plass vil dette ikke kunne gjennomføres for alle anlegg. Noen anlegg må derfor plasseres utenfor i containere e.l. Trykk-diskfilter antas å være så pass beskjedent i fysiske mål at det forventes at dette kan plasseres inne, og dette legges til grunn i tilbudet.

Anleggets kapasitet må ikke være så liten at det ikke blir representativt for funksjonen i et fullskala anlegg for et større vannverk. Typiske kapasiteter *antas* å være i området 1-10 L/s.

De anlegg som har mulighet for det skal ha utgang for digitalt feilsignal. For øvrig legges det i utgangspunktet ikke opp til at anleggene skal kobles mot vannverkets driftskontrollanlegg.

Det legges opp til at driftsavdelingen i kommunen skal drifte anlegget i leieperioden, med opplæring og bistand fra leverandør ved behov.

Kravspesifikasjon for trykk-diskfilter

Anlegget skal være sil-/filtersystem med polypropylenskiver med riller, med skivene lagt oppå hverandre i lag og klemt sammen med fjærbelastning. Under tilbakespyling løses fjæren og skivene slik at tilbakeholdte partikler slippes fri.

Effektiv porestørrelse eller 'cut off' partikkelstørrelse skal fortrinnsvis være maksimalt 10 µm. Ytelsen kan imidlertid være gjenstand for forhandlinger på grunnlag av tilgjengelige kvaliteter fra produsentens side eller annen nødvendig tilpasning.

Anlegget skal til daglig fungere uten manuell inngripen, det vil si at spyling og eventuell vask eller andre regelmessige operasjoner skal startes og gjennomføres automatisk, for eksempel styrt av tid eller differansetrykk. (Operasjoner som ev. bytte av innsatser o.l. gjøres manuelt.)

Oppdragsnavn: Nytt rensetrinn Benna - Trondheim kommune
Oppdragsnummer: 609756-08
Utarbeidet av: Fredrik Ording
Dato: 30.04.2019
Tilgjengelighet: Åpen

NOTAT funksjonsbeskrivelse membranfilteranlegg

1. TEKNISKE RAMMEBETINGELSER	1
2. KRAVSPESIFIKASJON FOR MEMBRANFILTERANLEGG	1

Innledning

Dette notatet inneholder funksjonsbeskrivelse og kravspesifikasjoner for membranfilter til bruk i pilotforsøk med fjerning av hoppekreps på Benna vannbehandlingsanlegg.

1. TEKNISKE RAMMEBETINGELSER

Trondheim kommune vil forsøke å plassere pilotanleggene inne vannbehandlingsanlegget, men på grunn av begrenset plass vil dette ikke kunne gjennomføres for alle anlegg. Noen anlegg må derfor plasseres utenfor i container e.l.

For utvendig plassering må anlegget være *inkludert* container eller tilsvarende løsning, der også tilhørende utstyr plasseres. Containeren må være tilstrekkelig isolert og oppvarmet til at anlegget kan fungere i den gjennom hele året.

Anleggets kapasitet må ikke være så liten at det ikke blir representativt for funksjonen i et fullskala anlegg for et større vannverk. Typiske kapasiteter *antas* å være i området 1-10 L/s.

De anlegg som har mulighet for det skal ha utgang for digitalt feilsignal. For øvrig legges det i utgangspunktet ikke opp til at anleggene skal kobles mot vannverkets driftskontrollanlegg.

Det legges opp til at driftsavdelingen i kommunen skal drifte anlegget i leieperioden, med opplæring og bistand fra leverandør ved behov.

2. KRAVSPESIFIKASJON FOR MEMBRANFILTERANLEGG

Anlegget skal ha membranfiltrering som hovedprosess. Membranfilter skal være av type ultrafilter eller mikrofilter, ikke nanofilter. Materialet skal være keramer eller PES/PVP.

Nødvendig utstyr for spyling og vask skal være inkludert.

Anlegget skal til daglig fungere uten manuell inngripen, det vil si at spyling og eventuell vask eller andre regelmessige operasjoner skal startes og gjennomføres automatisk, for eksempel styrt av tid eller differansetrykk. (Operasjoner som hovedvask, bytte av innsatser o.l. gjøres manuelt.)

Det er ikke en forutsetning at anlegget skal fjerne andre stoff eller organismer enn hoppekreps og annet zooplankton, men i den grad anlegget fjerner smittestoff (bakterier, vira, protozoer) vil dette bli regnet inn som en ekstra kvalitet ved senere valg av prosess.

Vedlegg N – Foreløpige resultater risikobasert prøveprogram, Benna

Resultater av analyser fra utvidet prøveprogram i 2020/2021, Benna vannverk

Risikobasert prøvetakningsprogram for Benna råvann					
Prøve nr.	Dato	E. coli (Ant./100ml)	C. perfringens (Ant./100 ml)	Cryptosporidium (Ant./100 ml)	Giardia (Ant./100 ml)
1	20.05.20	0	1	0	0
2	27.05.20	0	0	0	0
3	03.06.20	0	1	0	0
4	24.02.21			0	0
5	09.03.21			0	0
6	30.04.21			0	0
7	11.05.21			0	0
Middel		0	0.667	0	0
% > 10 EC		0			
% > 3 CP			0		
% > 0.01 P				0	0

Vedlegg O – Verdifunksjoner, verdier og vekter for utvidede analyser

Sensitivitetsanalyse

Gjennomsnittlige kriterievekter for forbrukerne:

Kriterium:	Vekter:
Maksimere leveringskapasiteten	0.227
Maksimere renseytelse	0.308
Minimere investeringskostnader	0.137
Minimere D&V-kostnader	0.112
Minimere klimagassutslipp	0.216
<i>Sum</i>	<i>1.000</i>

Gjennomsnittlige kriterievekter for ekspertene:

Kriterium:	Vekter:
Maksimere leveringskapasiteten	0.332
Maksimere renseytelse	0.380
Minimere investeringskostnader	0.091
Minimere D&V-kostnader	0.098
Minimere klimagassutslipp	0.099
<i>Sum</i>	<i>1.000</i>

Scenarioanalyse

Scenario S₂

kriterievekter uten kriteriet «minimere klimagassutslipp»:

Kriterium:	Vekter:
Maksimere leveringskapasiteten	0.396
Maksimere renselytelse	0.358
Minimere investeringskostnader	0.096
Minimere D&V-kostnader	0.15
Sum	1.000

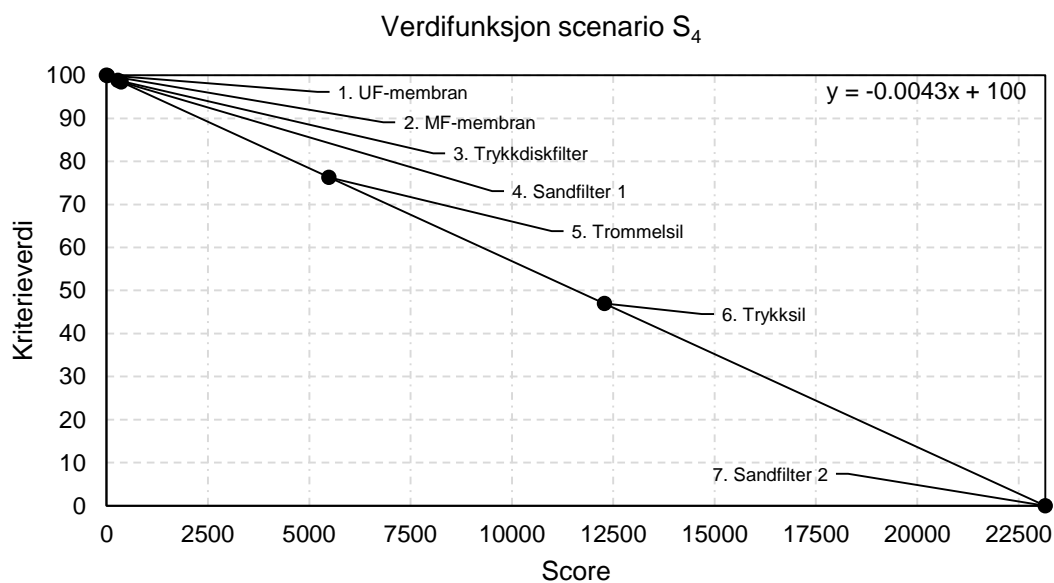
Scenario S₃

kriterievekter uten kriteriet «maksimere leveringskapasiteten»:

Kriterium:	Vekter:
Maksimere renselytelse	0.545
Minimere investeringskostnader	0.123
Minimere D&V-kostnader	0.175
Minimere klimagassutslipp	0.157
Sum	1.000

Scenario S₄

Ny lineær verdifunksjon for kriteriet “maksimere renselytelse”:

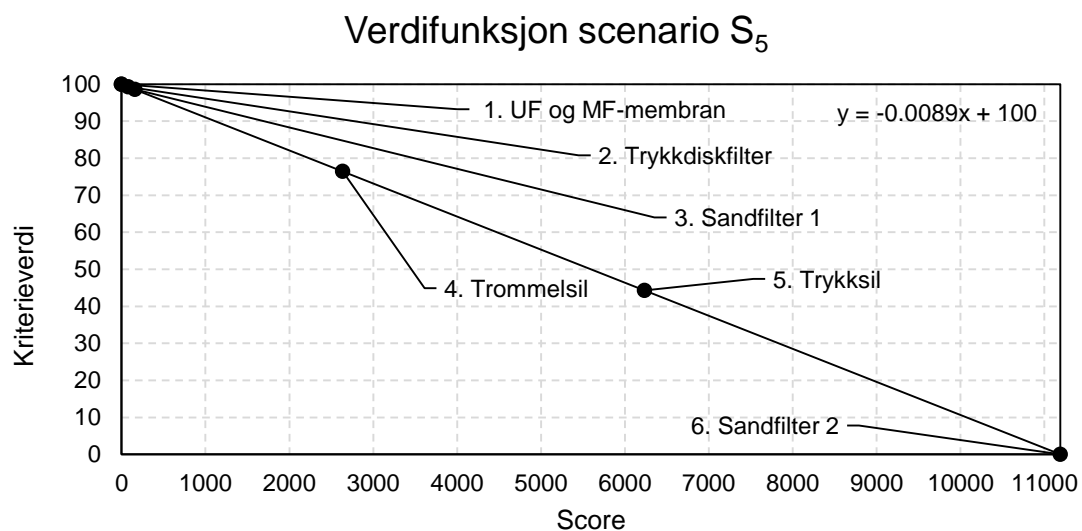


Nye kriterieverdier for kriteriet «maksimere renseytelse»:

Prosess	Score	Kriterieverdi
Sandfilter 2	23 160	100
Trykksil	12 283	46.96
Trommelsil	5 485	76.32
Sandfilter 1	360	98.45
Trykkdiskfilter	280	99.79
MF-membran	20	99.91
UF-membran	0	0

Scenario S₅

Ny lineær verdifunksjon med mildere grenseverdier for virvelløse dyr i drikkevann:

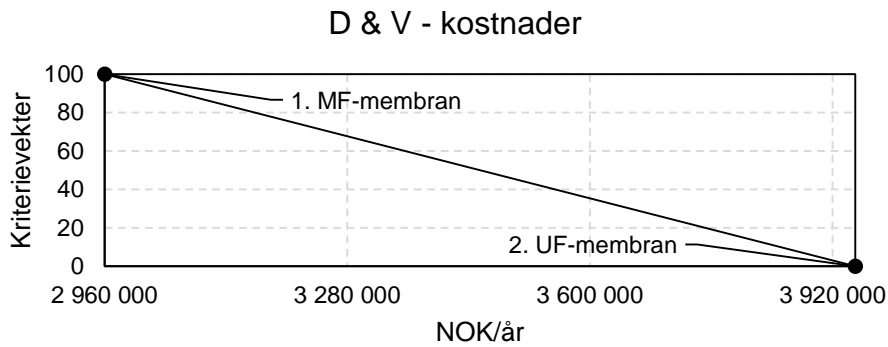
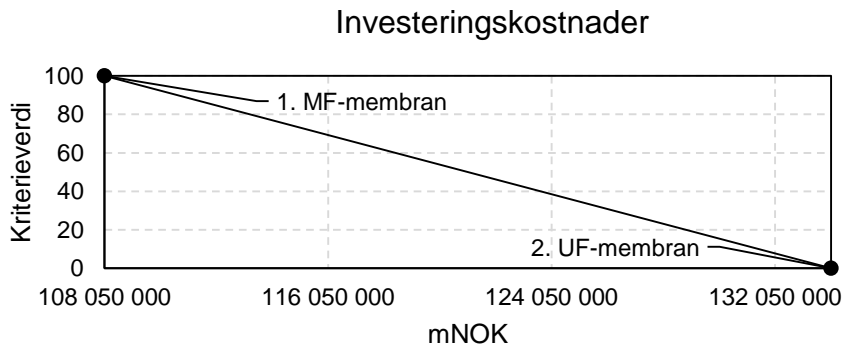
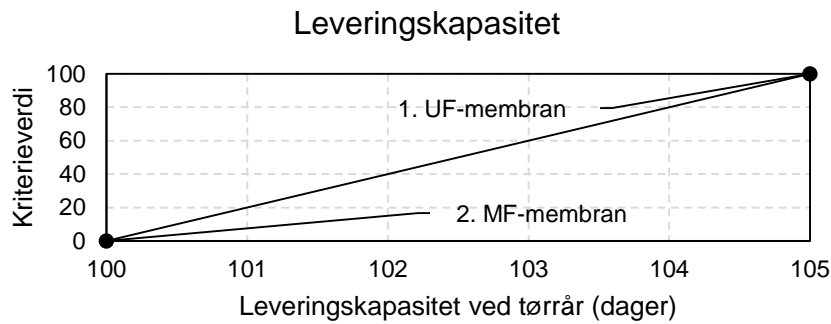
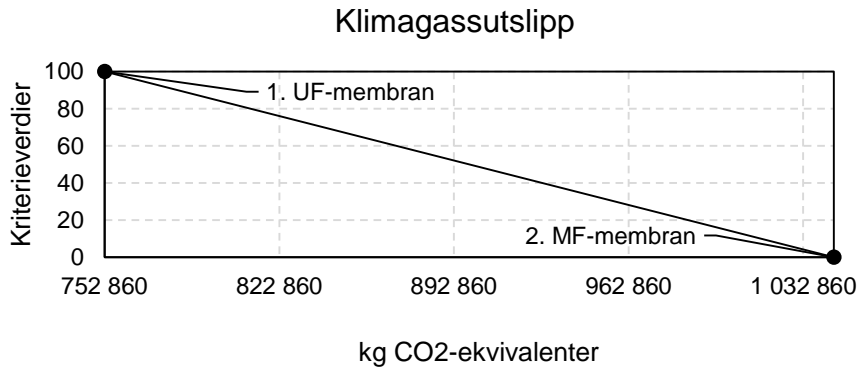


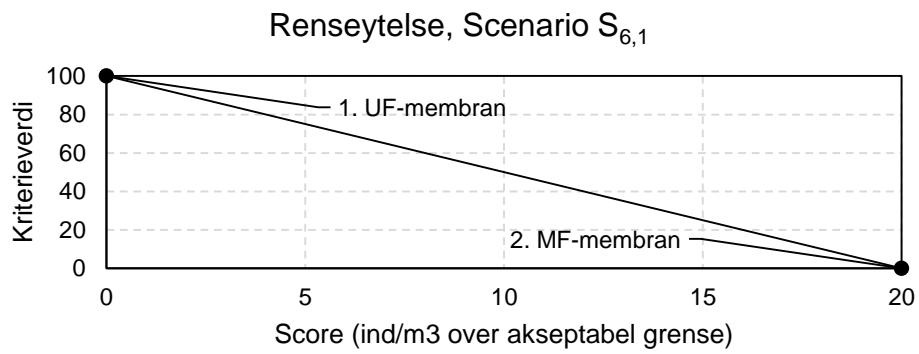
Nye kriterieverdier for kriteriet «maksimere renseytelse»:

Prosess	Score	Kriterieverdi
Sandfilter 2	11 190	100
Trykksil	6 233	44.29
Trommelsil	2 635	76.45
Sandfilter 1	160	98.57
Trykkdiskfilter	80	99.28
MF-membran	0	0
UF-membran	0	0

Scenario S_{6,1} og S_{6,2}

Benyttede verdifunksjoner for disse scenarioene:





kriterievekter uten kriteriet «maksimere renseytelse» for scenario S_{6,2}:

Kriterium:	Vekter:
Maksimere leveringskapasitet	0.543
Minimere investeringskostnader	0.111
Minimere D&V-kostnader	0.173
Minimere klimagassutslipp	0.173
<i>Sum</i>	<i>1.000</i>

