



UiT Norges arktiske universitet

Fakultet for ingeniørvitenskap og teknologi

Ytelseevaluering av utvalgte minirenseanlegg i Narvik kommune

Evaluering av effektiviteten til Topas Plus 7 minirenseanlegg i henhold til Narvik kommunes forskrift for avløpsvannbehandling i spredt bebyggelse

Hosein Jazairchi Ochtepe

Masteroppgave i Vann- og avløpsteknologi BYG-3900 vår 2024

Innholdsfortegnelse

1 Innledning.....	1
1.1 Historisk utvikling og effektivitet av avløpsvannbehandlingssystemer i Norge.....	2
1.2 Avløpsvannhåndtering i Narvik kommune	3
1.3 Utfordringer og Løsninger for Avløpsvannhåndtering i Norge i Tråd med EU-Direktivet	4
1.4 Problemstillingen	6
1.5 Formålet	6
1.6 Forskningsspørsmål.....	7
2 Teorigrunnlag	8
2.1 Gjenvinning av Fosfor fra Avløpsvann.....	8
2.2 Avløpsbehandling i Norge	9
2.3 Sentralt renseanlegg	10
2.4 Desentrale avløpsanlegg.....	13
2.4.1 Septiktank.....	14
2.4.2 Biologisk filter.....	17
2.4.3 Våtmarksfiltre.....	18
2.4.4 Infiltrasjonsanlegg.....	20
2.4.5 Sandfilteranlegg	23
2.4.6 Tett tank.....	26
2.4.7 Minirensanlegg	27
2.4.8 Biologiske toalett.....	32
2.5 Sentralt mot desentrale renseanlegg.....	33
2.6 Sammendrag av teorigrunnlag	36
3 Case-Studie og Metode	38

3.1	Case-studie	38
3.2	Innsamling av vannprøver i Narvik kommune.....	39
3.3	Sikkerhet og presisjon i laboratorieanalyse av Vannprøver.....	39
3.4	Fosfat test	39
3.4.1	Laboratorieutstyr	40
3.4.2	Fremgangsmåte for metoden.....	40
3.5	Nitrat.....	41
3.5.1	Laboratorieutstyr	42
3.5.2	Fremgangsmåte for metoden.....	42
3.6	Kjemisk oksygenforbruk (KOF)	43
3.6.1	Laboratorieutstyr	44
3.6.2	Fremgangsmåte for metoden.....	44
3.7	Biologisk oksygenforbruk (BOF).....	45
3.7.1	Laboratorieutstyr	46
3.7.2	Fremgangsmåte for metoden.....	47
3.8	Totalt Suspendert Stoff (TSS).....	47
3.8.1	Laboratorieutstyr	48
3.8.2	Fremgangsmåte for metoden.....	48
3.9	Turbiditet.....	49
3.9.1	Laboratorieutstyr	49
3.9.2	Fremgangsmåte for metoden.....	49
3.10.	pH.....	50
3.10.1	Laboratorieutstyr	50
3.10.2	Fremgangsmåte for metoden.....	50
3.11	Escherichia coli	51
3.11.1	Laboratorieutstyr	52

3.1.1.2 Fremgangsmåte for metoden	52
4 Resultater	54
4.1 Utslipp fra Narviks kommune minirenseanlegg langs Ofotfjorden	54
4.2 Geografiske forhold ved de besøkte mini renseanleggene	55
4.3 Antall og typer minirenseanlegg i Narvik kommune	55
4.4 Utslipp av forurensning til resipient	56
4.5 Forskrift om utslipp av avløpsvann fra spredt bebyggelse i Narvik kommune	57
4.6 Virkningsgrad for fjerning av forurensning i utvalgte miniavløpsrenseanlegg basert på laboratorie- og felldata	58
4.6.1 Fosfor	58
4.6.2 Biologisk Oksygenforbruk (BOF)	60
4.6.3 Nitrogen	61
4.6.4 E.Coli	62
4.6.5 Laboratedata mot felldata	63
4.6.6 Korrelasjon mellom parametere	65
5 Diskusjon	67
5.1 Påvirkning av geografiske forhold på infiltrasjonsprosessen	67
5.2 Potensielle miljømessige og helsemessige konsekvenser	67
5.3 Tiltak for å forbedre for å møte disse utfordringene	68
5.4 Fremtidsutsikter for minirenseanlegg i Narvik kommune	68
5.5 Forurensning av vannforekomster fra desentraliserte renseanlegg	68
5.6 Forskrift for utslipp av avløpsvann fra spredte bygninger i Narvik kommune	69
5.7 Ytelse av forurensningsfjerning i utvalgte minirenseanlegg	69
5.7.1 Ytelse av utvalgte minirenseanlegg i fjerning av Tot-P	69
5.7.2 Ytelse og Implementering	71
5.7.3 Ytelse av utvalgte minirenseanleggene i fjerning av BOF5	71

5.7.4	Laboratoriedata og felldata.....	71
5.7.5	Ytelse av utvalgte minirenseanlegg i fjerning av Tot-N	73
5.7.6	Ytelse av utvalgte minirenseanlegg i fjerning av E.coli.....	74
5.7.7	Ytelse av laboratoriedata mot felldata.....	75
5.8	Samlet vurdering	77
5.9	Korrelasjon mellom parameterne	78
5.9.1	Korrelasjon mellom Fosfor og turbiditet.....	78
5.9.2	Korrelasjon mellom BOF5 og turbiditet	78
5.9.3	Korrelasjon mellom total suspendert stoff og turbiditet.....	79
5.9.4	Korrelasjon mellom BOF5 og KOF	79
5.9.5	Korrelasjon mellom Tot-P og Tot-N.....	80
5.9.6	Korrelasjon mellom Tot-N og pH	81
5.9.7	Korrelasjon mellom E.coli og turbiditet.....	82
5.9.8	Korrelasjon mellom E.coli og BOF5.....	83
5.9.9	Oppsummering av korrelasjon mellom parameterne	84
6	Konklusjon	85
6.1	Effektivitet og Samsvar	85
6.2	Geografiske og Klimatiske Påvirkninger	85
6.3	Miljø- og Helsekonsekvenser.....	85
6.4	Tiltak og anbefalinger	85
6.5	Effekten av Kaldt Vær.....	86
6.6	Utfordringer.....	86
6.7	Fremtidige Studier.....	86

Tabelliste

<u>Tabell 1: Avvik mellom Laboratoriedata mot felldata.....</u>	64
---	----

Figurliste

<u>Figur 1: Narvik kommune er en del av en kjede av kystkommuner langs Ofotfjorden (kart, 2024).</u>	4
<u>Figur 2: Reaksjoner for fjerning av nitrogen og fosfor (Larsen* et al., 2009).</u>	8
<u>Figur 3: Norske regioner klassifisert som følsomme etter retningslinjene i direktivet om rensing av kommunalt avpsvann (Källqvist et al., 2002b)</u>	10
<u>Figur 4: Kommunal avløpsrenseprosess (Vann, 2011).</u>	11
<u>Figur 5: Prosentandel av små avløpsinstallasjoner (mindre enn 50 pe) fordelt etter anleggstype. Nasjonal oversikt. 2021 (SSB, 2023b).</u>	14
<u>Figur 6: Septiktank med tre kamre (Ødegaard, 2014).</u>	15
<u>Figur 7: Innholdet i avløpsvann før septiktankbehandling (Nasr & Mikhaeil, 2013)</u>	16
<u>Figur 8: Innholdet i avløpsvann etter septiktankbehandling (Nasr & Mikhaeil, 2013).</u>	17
<u>Figur 9: Biofilter med bruk av tangentiell fullkonisk dyse (Ødegaard, 2014).</u>	18
<u>Figur 10: Et konstruert våtmarksanlegg med biofilter rengjør avløpsvann fra septiktanker (Ødegaard, 2014).</u>	20
<u>Figur 11: Skissetegning av et infiltrasjonssystem (Hyttetorget, 2024b).</u>	21
<u>Figur 12: jordhauginfiltrasjonsanlegg (Hensel, Kähler, & Yri, 2008).</u>	23
<u>Figur 13: Sandfilter (Ødegaard, 2014).</u>	24
<u>Figur 14: Tett tank (Hyttetorget, 2024c).</u>	27
<u>Figur 15: Kjemisk minirensesanlegg (Wallax) (Ødegaard, 2014).</u>	28
<u>Figur 16: Forventet renseseffekt til Kjemiske minirensesanlegg</u>	29
<u>Figur 17: Biologisk minirensesanlegg (Biovac) (Ødegaard, 2014).</u>	29
<u>Figur 18: Forventet renseseffekt til biologiske minirensesanlegg</u>	30
<u>Figur 19: kjemisk-Biologisk minirensesanlegg for 5Pe (Topas Plus 7) (Skogstad, 2017).</u>	31
<u>Figur 20: Forventet renseseffekt til kjemisk-biologisk minirensesanlegg.</u>	31
<u>Figur 21: Biologisk toalett (Hyttetorget, 2024a).</u>	33
<u>Figur 22: Utvalgte minirensesanleggene for prøvetaking (Er tatt av google kart).</u>	38
<u>Figur 23: BOF-Kurvet (Oke, Lukman, Amoko, & Fehintola, 2018)</u>	46
<u>Figur 24: Kart over Narvik kommune som viser behandlingssystemer. De røde punktene på kartet representerer hvert enkelt anlegg. (Er tatt av WebGIS til Narvik kommune).</u>	54
<u>Figur 25: Diagrammen som forklarer ulike kategorier for minirensesanlegg i Narvik område (Hentet fra Narvik Vann).</u>	56

<u>Figur 26: Hoved resipientene til forurensning i Narvik område (Har tatt skjermbilde av Gemini Portal i Narvik Vann)</u>	57
<u>Figur 27: Sammenligning av laboratoriedata og felldata med leverandør påstand og lokale forskrift</u>	59
<u>Figur 28: Sammenligning av laboratoriedata og felldata med leverandør påstand og lokale forskrift</u>	61
<u>Figur 29: Sammenligning av laboratoriedata med utslippskonsentrasjon forventning</u>	62
<u>Figur 30: Sammenligning av laboratoriedata med utslipps E.coli/100 mL forventning</u>	63
<u>Figur 31: Korrelasjon mellom parametere</u>	66

Forord

Denne masteroppgaven er skrevet som et selvstendig arbeid og en avsluttende masterstudie på masterstudiet i vann- og avløpsteknologi ved UiT Norges arktiske universitet i Narvik, våren 2024. Arbeidet med oppgaven har vært en lærerik og utfordrende prosess. Oppgaven er siste del av studiet på 120 poeng og den teller 30 studiepoeng. Valg av tema for oppgaven kommer av egen interesse for ytelseevaluering av minirensanlegg, spesielt i konteksten av Narvik kommune.

Formålet med oppgaven har vært å evaluere ytelsen til utvalgte minirensanlegg i Narvik kommune. Gjennom denne evalueringen har jeg forsøkt å identifisere hvilke tekniske og operasjonelle faktorer som påvirker anleggenes effektivitet og bærekraft.

Jeg vil rette en stor takk til mine veiledere, Fasil Ejigu Eregno og Hung Thanh Nguyen, for deres uvurderlige veiledning og støtte gjennom hele oppgaveprosessen. Deres innsikt og tilbakemeldinger har vært avgjørende for fremdriften og kvaliteten på dette arbeidet.

Narvik, våren 2024

Hosein Jazairchi Ochtepe

Hosein Jazairchi Ochtepe

Sammendrag

Denne masteroppgaven undersøker effektiviteten av minirenseanlegg i Narvik kommune for å fjerne forurensninger fra avløpsvann. Studien er basert på analyser av laboratorie- og feltdata for å evaluere anleggenes ytelse og deres potensielle innvirkning på folkehelsen og miljøet. Fokusområdene inkluderer sammenligning av laboratorie- og feltdata, påvirkningen av geografiske forhold på infiltrasjonsprosessen, samt identifisering av svakheter og forslag til forbedringer for å sikre optimal funksjon under lokale klimaforhold.

Minirenseanleggene viser varierende grad av effektivitet i å fjerne forurensninger. Noen anlegg oppfyller kommunale krav og leverandør påstander, mens andre ikke gjør det. Geofaglige forhold og jordegenskaper påvirker infiltrasjon av avløpsvann, med steinete jordforhold som kan føre til utilstrekkelig forurensningsfjerning. Kaldt klima og ekstreme værforhold påvirker den biokjemiske prosessen i renseanleggene, noe som kan redusere effektiviteten.

Ineffektive renseanlegg kan føre til forurensning av grunnvann, fekal forurensning, og eutrofiering av lokale vannforekomster som Ofotfjorden. Overflødig næringsstoffer fra utilstrekkelig behandlet avløpsvann kan stimulere algevekst, som skader det akvatiske økosystemet. Disse miljø- og helsekonsekvensene understreker viktigheten av å forbedre renseanleggenes effektivitet for å beskytte både folkehelsen og miljøet.

Strengere regelverk og tilsyn er nødvendig for å sikre at anleggene oppfyller standardene. Regelmessig vedlikehold og inspeksjoner bør innføres for å forhindre lav effektivitet eller anleggsfeil. Fremtidig forskning bør fokusere på tilpasning av teknologi til lokale forhold for å forbedre ytelsen til renseanleggene. Disse tiltakene vil bidra til å redusere forurensning og sikre optimal ytelse fra minirenseanleggene i regionen.

Oppsummert viser studien at selv om enkelte minirenseanlegg i Narvik kommune fungerer effektivt, er det betydelige avvik i ytelsen på tvers av anleggene. For å sikre bærekraftige vannressurser og beskytte folkehelsen, er det nødvendig med forbedringer i regelverk, vedlikeholdsrutiner, og teknologisk tilpasning til lokale miljøforhold.

Abstract

This master's thesis examines the effectiveness of package treatment plant in Narvik municipality for removing pollutants from wastewater. The study utilizes laboratory and field data analysis to assess the performance of these systems and their potential impact on public health and the environment. Key areas of focus include comparing laboratory and field data, investigating the influence of geographical conditions on the infiltration process, and identifying weaknesses and suggesting improvements to ensure optimal functionality under local climate conditions.

Package treatment plant exhibit varying degrees of effectiveness in pollutant removal. Some systems meet municipal requirements and supplier claims, while others fall short. Geological conditions and soil properties impact wastewater infiltration, with rocky terrains potentially leading to insufficient pollutant removal. Cold climate and extreme weather events influence the biochemical processes within the package treatment plant, potentially reducing their effectiveness.

Ineffective package treatment plant can lead to groundwater contamination, fecal pollution, and eutrophication of local water bodies like the Ofotfjord. Excess nutrients from inadequately treated wastewater can stimulate algal growth, harming the aquatic ecosystem. These environmental and health consequences underscore the importance of improving package treatment plant performance to safeguard both public health and the environment.

Stricter regulations and oversight are necessary to ensure systems meet standards. Regular maintenance and inspections should be implemented to prevent low efficiency or system failure. Future research should focus on technology adaptation to local conditions to enhance package treatment plant performance. These measures will aid in reducing pollution and ensuring optimal performance from package treatment plants in the region.

1 Innledning

Volumene av avløpsvann øker jevnt og trutt, drevet av befolkningsvekst, forbedret vanninfrastruktur, stigende levestandard og økonomisk fremgang. Globalt genereres årlig om lag 380 milliarder kubikkmeter kommunalt avløpsvann, og prognoser antyder en betydelig økning i fremtiden, 24% innen 2030 og 51% innen 2050 (Department, 2022).

Til tross for potensialet avløpsvann representerer, betraktes det ofte primært som en forurensningskilde som må håndteres, snarere enn en verdifull ressurs for vann, energi og næringsstoffer. Globalt sett samles og behandles bare en liten brøkdel av avløpsvannet, med over 80% som slippes ut ubehandlet i miljøet. Denne behandlingsraten varierer betydelig mellom regioner. Høyinntektsland behandler omtrent 70% av sitt avløpsvann, sammenlignet med 38% i øvre mellominntektsland, 28% i nedre mellominntektsland og kun 8% i lavinntektsland, ifølge data fra UN-Water (Department, 2022).

I de senere år har det vært økt oppmerksomhet på problemet med vannforurensning, delvis på grunn av vannmangel og tørke. En løsning som bidrar til å adressere dette problemet er gjenbruk av behandlet avløpsvann fra renseanlegg (Gómez-Román et al., 2020). I store byer samles avløpsvann vanligvis gjennom integrerte nettverk og behandles sentralt, men dette har begrensninger som høye kostnader, risiko for uforutsette hendelser og begrensninger på gjenbruk av avløpsvann. Sentraliserte renseanlegg lider også under høye bygg- og driftskostnader, og de er ofte ikke økonomisk bærekraftige for små byer og landsbyer med lav befolkningstetthet. Desentralisert avløpshåndtering er en delvis løsning på disse utfordringene. Vitenskapelige studier viser at desentrale avløpsanlegg kan være økonomisk gunstige og enkle å implementere, spesielt for mindre tett befolkede samfunn og varierte miljøforhold (Swan, Surinkul, & Visvanathan, 2023). Disse anleggene har fordeler som bedre tilpasningsevne til økende befolkninger, lavere risiko for forringelse av vannkvaliteten og muligheten til å kompensere for forringelse av avløpsvannskvaliteten i store byer når de kombineres med sentralisert behandling. De støtter også urban utvikling i mindre samfunn, bruker mindre og billigere innsamlingsnett og rørledningsanlegg, og bidrar til miljømessig bærekraft (Bernal, Restrepo, & Grueso-Casquete, 2021).

Norge har en befolkning på omtrent 5 533 582 personer, og 17% av denne befolkningen bor i spredt bebyggelse. I disse områdene representerer etablering av sentraliserte avløpsanlegg en betydelig utfordring. Landskapets karakteristika og de lange avstandene til nærmeste kommunale renseanlegg gjør både den økonomiske og det miljømessige aspektet av sentralisert avløpsbehandling uholdbar i mange tilfeller. (sentrallyrå, 2023).

Som følge av spredt bebyggelse i Norge, har boligområder og rekreasjonsområder lenge vært avhengige av effektive desentraliserte teknikker for håndtering av avløpsvann. Slike lokale avløpsbehandlingssystemer ble introdusert på tidlig 1900-tall, preget av enkle dimensjoner rettet mot forbedret avløpsfjerning. Den tradisjonelle konfigurasjonen inkluderte vanligvis en septiktank kombinert med jord- eller sandfiltreringssystemer (Eggen, Hanserud, Turtumøygard, & Jenssen, 2010).

Disse "naturlige anleggene" var kjennetegnet av sin enkelhet, basert på lokalkunnskap og materialer. De fungerte uten behov for kompleks teknologi eller energiforbruk. Disse tidlige løsningene representerte en praktisk og bærekraftig tilnærming til avløpsvannbehandling i spredt bebygde områder (Eggen, Hanserud, Turtumøygard, & Jenssen, 2010).

1.1 Historisk utvikling og effektivitet av avløpsvannbehandlingssystemer i Norge

I løpet av 1970- og 1980-årene ble det iverksatt omfattende studier for å kartlegge de økologiske konsekvensene av de tidlige rudimentære on-Site avløpsvannssystemene som var i bruk i Norge. Disse undersøkelsene var avgjørende for å forstå de potensielle miljøpåvirkningene av disse systemene og for å identifisere forbedringsområder. (Eggen et al., 2010).

Etter implementeringen av strenge forskrifter som styrer lokal avløpshåndtering, kombinert med fremskritt innen jordforhold og teknologisk forskning, ble glassfiber septiktanker introdusert. Disse tankene ble fulgt av ekstra komponenter som biofilter, distribusjonskamre og intermitterende doseringspumper, inkludert alternativer som sifonger eller vippebøtter. Videre ble kompakte renseanlegg, som integrerer mekanisk, biologisk og kjemisk behandling i en enhet, først introdusert i Norge i 1990 (P. D. Jenssen et al., 2010).

Behandlingsanlegg for avløpsvann tilbyr et utvalg av alternativer, inkludert både batch- og kontinuerlige operasjoner, med eller uten kjemisk utfelling. Selv om de er allsidige, har disse

anleggene ikke fullstendig erstattet konvensjonelle småskala lokale systemer i Norge på grunn av utfordringer med å overholde utslippsregler for fosfor. Likevel fortsetter de å være et effektivt alternativ for avløpsvannbehandling i kystområder, fjellterreng og områder med begrenset jordressurser (Abbas, 2017).

Omtrent 2 500 avløpsrenseanlegg er operative i Norge, hvorav 400 er autorisert av fylkesmennene. Kommunene overvåker resten, spesielt i områder med færre enn 2 000 innbyggere som slipper ut i ferskvann eller fjorder, og færre enn 10 000 for fjorder og kystområder. I tillegg betjener rundt 350 000 renseanlegg omtrent 800 000 personer i tynt befolkede soner eller hytter, med tilsyn fra kommunene. De fleste av Norges avløpsinfrastruktur ble bygget mellom 1970 og 1985. Likevel mangler omtrent 500 områder, som til sammen utgjør omtrent 350 000 innbyggere, renseanlegg. For øyeblikket er det en økende trend med å installere nye behandlingssystemer for enkelthjem og hytter, mens andre eiendommer kobler seg til offentlige avløpssystemer og stenger ned sine uavhengige renseanlegg (N. E. AGENCY).

En undersøkelse i flere kommuner på Østlandet siden 2010 avslører alarmerende funn angående minirenseanlegg. Inspeksjoner og vannanalyser viser at rensingen av avløpsvann i spredt bebyggelse er betydelig dårligere enn forventet. Kun 30-40 prosent av anleggene oppfyller nødvendige renskrav, og dette mønsteret vedvarer i de fleste kommuner med regelmessig tilsyn. Til tross for innsats fra enkelte leverandører, observeres ingen kontinuerlig forbedring over tid (EIKUM, EIKUM, & JOHANNESSEN, 2020)

1.2 Avløpsvannhåndtering i Narvik kommune

Informasjon om det nøyaktige antallet sentralt og desentrale renseanlegg i Narvik kommune var dessverre ikke tilgjengelig for denne studien. Til tross for dette har vi mottatt verdifull innsikt og data om tilstanden til kommunens renseanlegg fra lokale eksperter hos Narvik Vann.

Ifølge Lars-Erik Niia, driftsoperatør hos Narvik Vann, Narvik kommune har tre sentrale renseanlegg (kommunale renseanlegg) som alle befinner seg i tettsteder med høy befolkningstetthet. Disse anleggene lokalisert i Taraldsvik, Ankenes (Hatteberget) og Bjerkvik (Medby). De spiller en viktig rolle i å sikre effektiv rensing av avløpsvann fra disse områdene.

Desentrale renseanlegg: Narvik kommune har i stor grad tatt i bruk desentrale renseanlegg for avløpshåndtering. Ifølge Markus Horrigmoe, fagansvalig av avløpsvann i spredt bebyggelse

hos Narvik Vann, finnes det anslagsvis 2100 slike anlegg i kommunen. Dette omfatter slamavskillere, minirensanlegg osv. Blant disse anleggene er det 134 avanserte minirensanlegg som gir en høyere rensingsgrad sammenlignet med tradisjonelle slamavskillere.

Det er likevel viktig å være klar over at et antall hus og hytter i Narvik kommune, anslått mellom 200 og 400, slipper avløpsvann direkte ut i sjøen. Denne praksisen forekommer sannsynligvis i områder med lav befolkningstetthet, og vil trolig bli adressert gjennom fremtidig infrastrukturutvikling.



Figur 1: Narvik kommune er en del av en kjede av kystkommuner langs Ofotfjorden (kart, 2024).

1.3 utfordringer og Løsninger for Avløpsvannhåndtering i Norge i Tråd med EU-Direktivet

Norge, som medlem av det europeiske direktivet for behandling av avløpsvann (91/271/EEG), er forpliktet til å håndtere avløpsvann effektivt siden 2005, akkurat som andre medlemsland. I byområder hvor det er vanskelig å koble hver enkelt bolig til et kommunal rensanlegg,

presenterer individuelle avløpsvannsbehandlingsanlegg økonomiske alternativer (Eggen et al., 2010).

Eutrofiering og fekal forurensning er betydelige problemer forårsaket av menneskelig forurensning i vannforekomster. For å overholde både nasjonale forskrifter og EU-direktivet for behandling av urbant avløpsvann (91/271/EEC), må norske kommuner forbedre eller oppgradere utdaterte eller feilfungerende lokale renseanlegg. Dette kan innebære delvis oppgraderinger eller fullstendige utskiftninger for å oppfylle de nødvendige standardene. Mange kommuner har startet registreringen av disse små lokale anleggene som et første skritt mot å planlegge fremtidige tiltak for å sikre overholdelse av EU-direktivet og forbedre det lokale miljøet (Eggen et al., 2010).

Oppnå en bærekraftig fremtid for ferskvannsressurser avhenger av å optimalisere avløpsbehandling og å redusere de miljømessige konsekvensene gjennom dedikerte avløpsbehandlingsanlegg. I utviklede nasjoner innebærer ofte beskyttelse av overflate- og underjordiske vannkilder, som er avgjørende i ferskvannproduksjonssyklusen, å bruke avløpsbehandlingsanlegg på stedet, spesielt i tynt befolkede områder og landsbygder. I tillegg utgjør fosfor en betydelig helsefare da det kan utløse eutrofiering i elver og overflatevann, noe som forverrer miljøutfordringene (Lehtoranta, Vilpas, & Mattila, 2014).

Visse desentrale avløpsanlegg fortsetter å møte betydelige utfordringer, forverret av faktorer som overskridelse av daglige behandlingkapasiteter i forhold til dimensjonertspesifikasjoner, begrenset bufferkapasitet, variasjoner i innløpskvalitet og svingninger i hydraulisk belastning. Dette innebærer at til tross for innsatsen, opplever disse anleggene fortsatt problemer med utilstrekkelig kapasitet, manglende evne til å håndtere endringer i avløpskarakteristika og utfordringer med å opprettholde hydraulisk balanse. (Gaydon et al., 2007).

Derfor fører problemer knyttet til ineffektive avløpsbehandlingsprosesser og manglende overholdelse av globale standarder til utslipp og spredning av patogener i overflate og underjordiske vann. Som følge av dette kan ulike sykdommer oppstå i det berørte området på grunn av forurensning (Khan, 2018).

Kommuner og fagpersoner på dette området må proaktivt beskytte mot utbrudd av regionale og samfunnsrelaterte sykdommer ved å forhånds undersøke og identifisere problemer innenfor sitt ansvarsområde (Lehtoranta et al., 2014).

1.4 Problemstillingen

Narvik kommune er en av de største byene i Nord-Norge med over 22000 innbyggere, strekker seg geografisk fra Tysfjorden i sør til fylkesgrensen mot Troms og Finnmark i nord (Bergersen).

Narvik er en magnet for turister og gjester, alle tiltrukket av de storslåtte fjellene, de betagende fjordene og de anerkjente feriestedene som pryder Nord-Norge. Fra det berømte skistedet til Skjomen golfbane, det ansette UiT Universitetet, kulturelle arrangementer og festivaler, er det ingen mangel på attraksjoner som fenger besøkende (Bergersen).

Med et urokkelig engasjement for miljøforvaltning, tar kommunen aktivt til orde for initiativer for å redusere utslipp av klimagasser. Ved å legge vekt på vanninfrastruktur, fornybar energi og transport, streber den etter å minimere sitt økologiske fotavtrykk (Bergersen). Likevel vedvarer utfordringer, spesielt innen avløpsrensing, der utdaterte anlegg og direkte utslipp av kloakk i sjøen utgjør en alvorlig risiko for renheten til Ofotfjorden og grunnvannskilder.

Disse utslippene kan føre til eutrofiering og potensielle problemer for miljøet ved at de inneholder fosfor, nitrogen, organisk materiale og bakterier.

1.5 Formålet

Målet med dette prosjektet er å vurdere utvalgte minirensesanlegg i Narvik kommune og identifisere alle faktorer som positivt påvirker deres driftseffektivitet. Prosjektet vil også foreslå nødvendige løsninger for å forbedre ytelsen til disse anleggene.

En sentral del av prosjektet er å sammenligne laboratoriedata med felldata for å sikre at forskriften for avløpsvann i spredt bebyggelse og leverandørens påstander oppfylles. Dette prosjektet kan være viktig for Narvik kommune, da det gir muligheten til å sammenligne laboratoriedata med felldata rapportert av leverandører, og dermed bidra til bedre forståelse og forbedring av minirensesanleggene.

1.6 Forskningsspørsmål

- Hvilke typer minirenseanlegg brukes i Narvik kommune?
- Hvor effektive er minirenseanleggene i Narvik kommune til å fjerne fosfor, nitrogen, BOF5 og E. coli?
- Hva er årsakene til avvik mellom laboratoriedata og felldata for minirenseanleggene, og hvor stor er korrelasjonen mellom parameterne (TP, TN, KOF, BOF5, TSS, Turbiditet, pH og E.coli)?
- Hvordan påvirker det kalde klimaet i Narvik kommune ytelsen til minirenseanleggene?
- Hvilke kostnadseffektive løsninger kan implementeres for å forbedre ytelsen til minirenseanlegg som ikke oppfyller gjeldende renskrav?

2 Teorigrunnlag

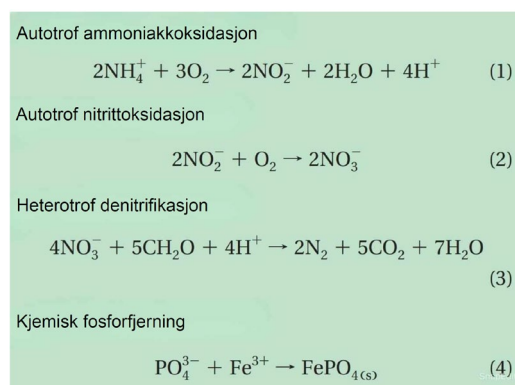
2.1 Gjenvinning av Fosfor fra Avløpsvann

Fosfor, en nøkkelkomponent i gjødsel, blir et globalt bekymringspunkt (Larsen*, Alder, Eggen, Maurer, & Lienert, 2009). Reserver av lett tilgjengelig, konsentrert mineralfosfor er i nedgang. I tillegg er fossilt fosfor, en annen potensiell kilde, ofte forurenset med kadmium, noe som gjør det uegnet for mange anvendelser (Khan, 2018).

Denne knappheten øker viktigheten av å gjenvinne fosfor fra avløpsvann. Imidlertid kan ubehandlet avløpsvann med høye nivåer av nitrogen og fosfor forurense vannkilder. Dette næringsstoffoverskuddet utløser eutrofiering, en prosess som reduserer oksygeninnholdet i vann og skader akvatisk liv (Larsen* et al., 2009). Forskning på norske innsjøer illustrerer dette problemet, og viser hvordan overskudd av fosfor kan føre til algeoppblomstringer (Johannessen, Eikum, Ek, Krogstad, & Junestedt, 2012).

Effektiv avløpsvannsbehandling blir avgjørende, ikke bare for å beskytte vannkilder, men også for å gjenvinne en verdifull ressurs som fosfor (Parkinson & Tayler, 2003).

De fire vanligste reaksjonene for å fjerne disse forurensningene er som følger:



Figur 2: Reaksjoner for fjerning av nitrogen og fosfor (Larsen* et al., 2009).

For dette formål benyttes sentrale renseanlegg (kommunalt renseanlegg) i urbane og tett befolkede områder for å fjerne forurensninger og ekstrahere næringsstoffer fra avløpsvann som følge av menneskelig aktivitet. I mellomtiden benytter rurale områder med lav befolkningstetthet ulike typer desentrale avløpsanlegg (Parkinson & Tayler, 2003).

2.2 Avløpsbehandling i Norge

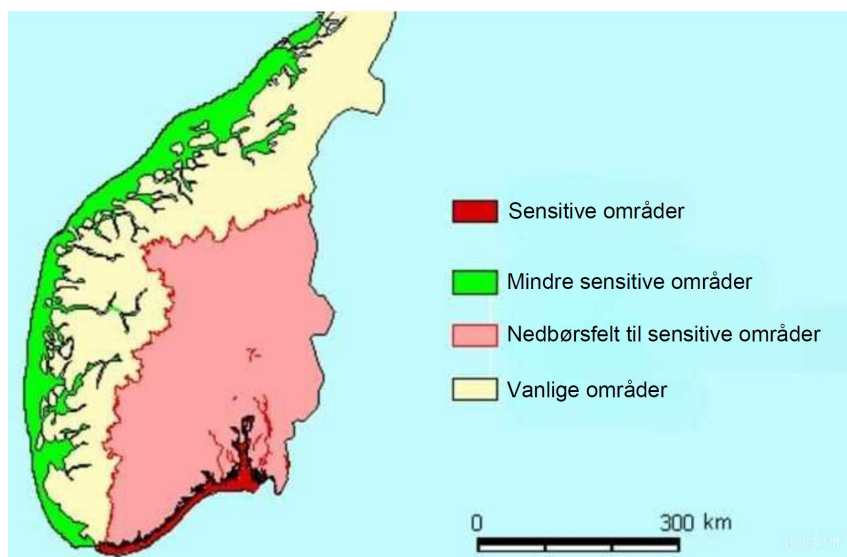
I Norge på 1960-tallet var det en betydelig økning i utslipp av kloakk fra urbane sentre, private anlegg, industrielle og landbruksoperasjoner. Denne økningen førte til vannerosjon, ubehagelige lukter, markante algeoppblomstringer og død av vannlevende liv, noe som vekket alarm hos beslutningstakere og relevante organisasjoner på både lokalt og nasjonalt nivå. Slike bekymringer katalyserte økt oppmerksomhet mot å identifisere løsninger og understreket hastigheten for fremskritt innen avløpsbehandlingsindustrien (Venkatesh, 2013).

Feltstudier på naturlige vannforekomster i Norge avslørte at landet ikke står overfor betydelige problemer med heterotrof vekst og oksygennedgang i sine vann. Det er imidlertid et kritisk behov for å prioritere forebygging av algevekst i fjorder, elver og innsjøer. Som et resultat betyr Norges unike miljøforhold at det ikke direkte kan adoptere dimensjonertkriteriene, standardene og politikkene til europeiske avløpsbehandlingsprogrammer (Källqvist et al., 2002a).

Således, i løpet av dette tiåret, ble det etablert en komite for å utvikle og fremlegge et foreløpig forslag for kontroll av vannforurensning og behandling av avløpsvann (Venkatesh, 2013).

Resultatene av disse forslagene førte til opprettelsen av Miljøverndepartementet i 1972 og Statens forurensningstilsyn (SFT) i 1974. SFTs hovedoppgave var å gi retningslinjer for avløpsbehandling og å myndig gjøre kommunene til å utvikle sine lokale strategier for avløpsvannshåndtering, tilpasset regionale forhold (Källqvist et al., 2002a).

Etter omfattende forskning og analyse av ulike regioner i Norge over flere år, kategoriserte SFT landet inn i fire distinkte områder basert på følsomhetsnivåene som kreves for behandling av by avløpsvann. De østlige og sørøstlige regionene ble identifisert som de mest følsomme, mens de vestlige og sørvestlige områdene ble ansett som de minst følsomme (Figur 3). Som respons på disse funnene iverksatte den norske regjeringen tiltak for å bygge kloakkrensning i stand til å fjerne nitrogen. Disse anleggene startet i drift i 1995 (Källqvist et al., 2002a).



Figur 3: Norske regioner klassifisert som følsomme etter retningslinjene i direktivet om rensing av kommunalt avpsvann (Källqvist et al., 2002b)

2.3 Sentralt renseanlegg

Avløpsrenseanlegg er primært konstruert for å filtrere ut forurensninger fra avløpsvann. Disse anleggene er vanligvis kategorisert i tre hovedgrupper basert på utforming: mekanisk, kjemisk og biologisk. (Kommunale avløp 2021)

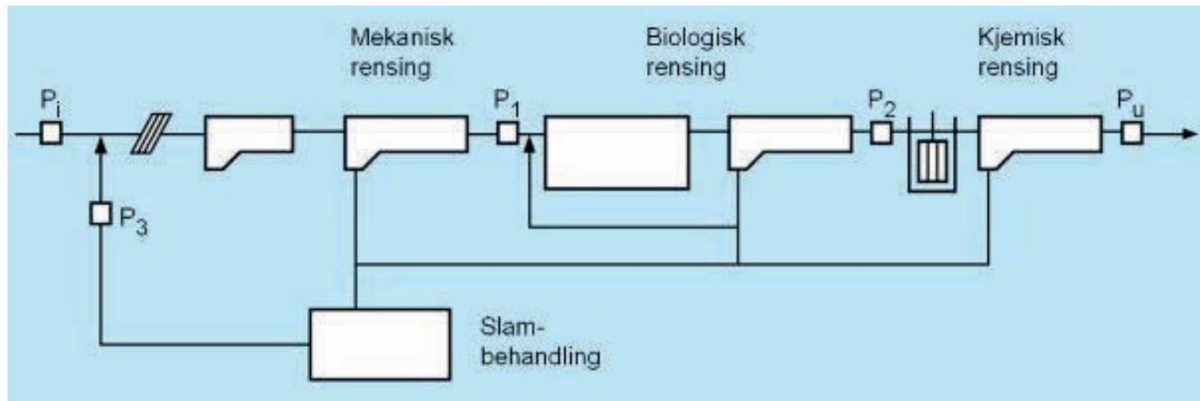
Sentralt renseanlegg har fire rensetrinn (Figur 4):

Primærrensing: I dette trinnet fjernes store partikler som søle fra avløpsvannet. Dette gjøres for å hindre at pumper, kanaler og dyser tettes (GAGNÉ, 2023).

Sekundærrensing: I sekundærrensing brytes organiske materialer ned av mikroorganismer i en biologisk prosess. Mikroorganismene bidrar også til nedbrytning av noen kjemiske stoffer. Dette trinnet kalles også nitrifikasjon. Hvis sekundærrensing utføres nøyaktig og riktig, vil det resulterende avløpsvannet ha en svært lav toksisitet (GAGNÉ, 2023).

Tredje rensing: Etter sekundærbehandlingen går avløpsvannet inn i tertiærrensing for sluttbehandling. I dette stadiet fokuserer man på klaring og sedimentering. Sedimenteringstanken ligner på den som brukes i primærrensing, men i tertiærrensing etterfølges den av et poleringsfilter (GAGNÉ, 2023).

Slam behandling: Slam fra sedimenteringstanker og sandfang samles periodisk inn i slambehandlingsseksjonen. Her blir faste stoffer skilt ut og enten forbrent eller brukt som gjødsel (GAGNÉ, 2023).



Figur 4: Kommunal avløpsrensing (Vann, 2011).

Rapporten fra Statistisk sentralbyrå (SSB) Norge om antall rensesanlegg i Norge med kapasitet (≥ 50 pe) viser at antallet slike anlegg gradvis har falt fra 2974 til 2740 i perioden fra 2002 til 2022. Siden 2013 har antallet vært nesten uendret, forblitt stabilt frem til 2022 (SSB, 2023b).

Regelverk, type behandlingsapplikasjon og befolkningens distribusjon spiller en avgjørende rolle i planleggingen og byggingen av rensesanlegg. Det er de spesifikke kravene til renseskvalitet og befolkningsstørrelsen i et gitt område som avgjør både typen og antallet nødvendige rensesanlegg. Statistisk sentralbyrå (SSB) publiserte i 2022 figurer som deler Norge inn i nordlige og sørlige regioner. Dette illustrerer hvordan rensesanleggene møter helsebehovene til befolkningen i disse to delene. Fasilitetene er imidlertid ikke jevnt fordelt over hele landet, men er tilpasset ut fra befolkningens geografiske spredning og miljømessige krav. Ved å analysere disse figurene kan man se at forskjellige regioner velger teknologier tilpasset deres spesifikke lokale forhold og behov (SSB, 2023b).

Feltundersøkelsen vi gjennomførte 15.11.2023 for å evaluere de kommunale rensesanleggene i Narvik kommune viste at denne byen har tre slike anlegg, med følgende navn (Felldata):

I Narvik er det tre kommunale renseanlegg som spiller en avgjørende rolle i håndteringen av avløpsvann fra ulike deler av byen. Disse anleggene er Avløpsrenseanlegget i Taraldsvik, Bjerkvik avløpsrenseanlegg og Hatteberget (Ankenes) avløpsrenseanlegg.

Avløpsrenseanlegget i Taraldsvik er det nyeste av anleggene, ferdigstilt i 2017. Det er dimensjonert for å betjene opptil 15 000 personer, men behandler for øyeblikket avløpsvann for rundt 12 000 personer. Anlegget bruker mekaniske prosesser uten kjemikalier for å rense avløpsvannet før det slippes ut i Ofotfjorden. En utfordring for dette anlegget er mangelen på en buffer for å regulere vannmengden, noe som kan føre til driftsproblemer under perioder med store nedbørshendelser. Til tross for avansert teknologi for styring og overvåking, inkludert digital kontroll og luftrensing for å redusere lukt, har anlegget hatt problemer med driftseffektivitet og miljøpåvirkning. Energiforbruket har imidlertid blitt redusert fra 2017 til 2023, takket være tiltak implementert av Narvik Vann.

Bjerkvik avløpsrenseanlegg, ferdigstilt i 2006, betjener et mindre befolkningstall på rundt 1400 personer. Dette anlegget opererer også uten bruk av kjemikalier og benytter seg av mekaniske prosesser for å rense avløpsvannet. Til tross for lignende renseprinsipper som Taraldsvik-anlegget, har Bjerkvik-anlegget sine egne utfordringer. Mangelen på sensorstyrt ventilasjon har gjort reguleringen av luftstrøm og luktkontroll suboptimal, og det har vært problemer med fettansamlinger i innløpssumpen.

Hatteberget (Ankenes) avløpsrenseanlegg ble fullført i 2005 og betjener rundt 3900 personer. Dette anlegget deler mange likheter med Bjerkvik-anlegget når det gjelder renseprinsipper og driftsutfordringer. En unik funksjon ved Hatteberget-anlegget er imidlertid inkluderingen av en sandvasker, som bidrar til å redusere destruksjonskostnadene. Som de andre anleggene mangler også dette sensorstyrt ventilasjon, noe som påvirker luftkvaliteten og luktkontrollen.

Samlet sett viser feltundersøkelsen av de tre renseanleggene i Narvik at selv om de deler lignende renseprinsipper, står hvert anlegg overfor sine egne unike utfordringer når det gjelder effektivitet, miljøpåvirkning og driftsstabilitet. Disse funnene vil være viktige for å utvikle strategier for forbedring av avløpssystemene i Narvik.

2.4 Desentrale avløpsanlegg

Avløpsvannbehandling i landsbyer og spredt bebyggelse overfor betydelige utfordringer og begrensninger, både i utviklede og utviklingsland (A. Singh et al., 2019).

Minirensesanlegg også kjent som desentrale rensesanlegg, har vist seg å være en optimal løsning for mange utfordringer. Disse anleggene omfatter både individuelle og klyngede rensesanlegg (National Onsite Wastewater Recycling Association).

Slike anleggene er ikke bare utviklet for å håndtere avløpsvann fra eneboliger og boligkomplekser, men er også effektive for behandling av avløpsvann fra industrielle og kommersielle enheter som fabrikker og sykehus. De spiller en essensiell rolle i å fremme miljømessig bærekraft ved å eliminere forurensninger (National Onsite Wastewater Recycling Association).

Den viktigste delen av disse anleggene er gradvis infiltrasjon av avløpsvann i jorda. Dette forhindrer punktutslipp til vann og andre mottakermiljøer (National Onsite Wastewater Recycling Association).

Disse anleggene har også tiltrukket seg mest oppmerksomhet innen vannskillehåndtering fordi det både er en kostnadseffektiv metode og et betydelig bidrag til bevaring og bærekraft av miljøet. Disse anleggene spiller også en betydelig rolle i å opprettholde overflate og grunnvann (National Onsite Wastewater Recycling Association).

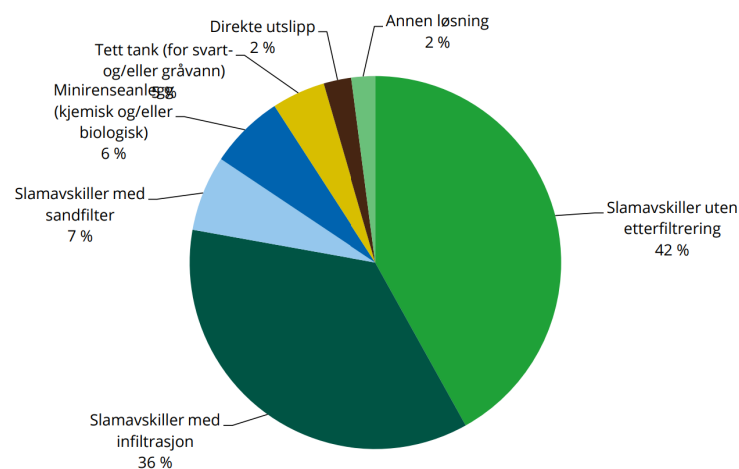
Ifølge Statistisk sentralbyrå (SSB) fra 2022, har Norge rundt 320 000 minirensesanlegg (<50 PE) som betjener mer enn 750 000 mennesker (SSB, 2023b). Blant disse er det over 184 500 anlegg har septiktank og over 113 000 anlegg som bruker infiltrasjon for sekundærbehandling (Laukka et al., 2022).

Til tross for fremskritt innen avløpsrensings teknologi og introduksjon av minirensesanlegg - som kombinerer mekaniske, kjemiske og biologiske prosesser for effektiv fjerning av forurensning er konvensjonelle anlegg, inkludert septiktanker, fortsatt dominerende (Laukka et al., 2022).

En studie fra Norsk Vann i 2020 avdekket et bekymringsfullt problem: Mellom 50% - 90% av disse anleggene oppfyller ikke norske standarder, noe som indikerer en betydelig utfordring for å nå miljø- og helsekrav (figur 6) (Laukka et al., 2022).

I 2022 rapporterte SSB at minirenseanlegg slapp ut 290 tonn fosfor og 2800 tonn nitrogen (SSB, 2023b).

Figur 5 fra Statistisk sentralbyrå (SSB) fra 2022 viser fordelingen av ulike typer minirenseanlegg i Norge. Diagrammet illustrerer at slamavskillere uten etterfølgende filtrering er den mest vanlige typen (SSB, 2023b).



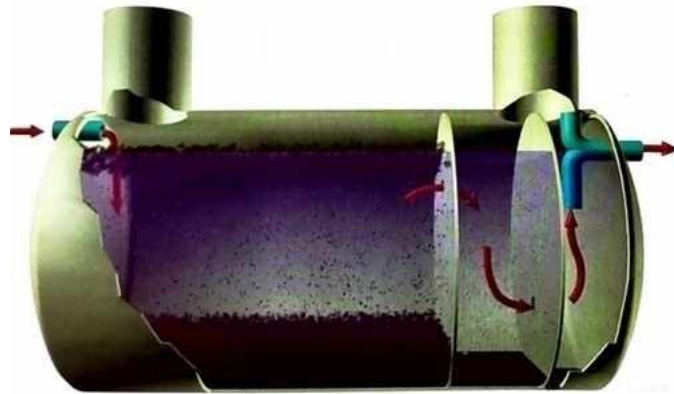
Figur 5: Prosentandel av små avløpsinstallasjoner (mindre enn 50 pe) fordelt etter anleggstype. Nasjonal oversikt. 2021 (SSB, 2023b).

2.4.1 Septiktank

En avgjørende komponent i desentrale småskala avløpsrenseanlegg, både historisk og i dag, er septiktanken. Disse tankene er ikke dimensjonert for primær avløpsbehandling, deres formål er heller å forhindre overbelastning av anlegget og redusere dette. Følgelig bidrar de til å forbedre behandlingen av husholdningsavløpsvann for enkeltpersoner eller små boligklynger, noe som til slutt forbedrer effektiviteten av fjerning av forurensninger (Singh, Kun, & Fu, 2019).

Septiktankens historie går helt tilbake til 1883, da den ble dimensjonert og tatt i bruk i USA. England fulgte etter 12 år senere. Det bemerkelsesverdige er at septiktankens dimensjonert i stor grad har holdt seg uendret siden den ble oppfunnet (Withers, Jordan, May, Jarvie, & Deal, 2014).

En typisk septiktank kan bestå av en til tre ugjennomtrengelige sylindriske tanker ledsaget av dreneringsfasiliteter (Figur 6). Når avløpsvannet strømmer inn i septiktanken, spiller tettheten en betydelig rolle i separasjonen av stoffer; materialer med lav tetthet som olje og fett stiger til overflaten og danner et flytende lag på toppen av avløpsvannet, mens tyngre faste materialer synker til bunnen av tanken og blir til slam. Over tid brytes dette slammet ned av bakteriell aktivitet. Den klarnede avløp overføres deretter til påfølgende behandlings stadier gjennom dreneringsanlegg (Australians, 2023).



Figur 6: Septiktank med tre kamre (Ødegaard, 2014).

Som vist i Figur 6, bør det første kammeret i en septiktank være betydelig større enn de påfølgende kamrene. Dette understreker den første tankens avgjørende rolle for hele anleggs funksjon. Avløpsvannet må oppholde seg i tanken i minst 18 timer for effektiv behandling (Abbas, 2017).

Det kreves nøye planlegging for å plassere septiktanken på en strategisk måte. Flere miljø- og infrastruktur faktorer må vurderes:

Høyeste grunnvannstand på tomten: Dette er viktig for å forhindre forurensning av grunnvannet (Australians, 2023).

Avstand til drikkevannskilder: Septiktanken bør plasseres langt nok unna brønner og andre drikkevannskilder for å sikre rent drikkevann (Australians, 2023).

Avstand til kjøreveier: Septiktanken bør ikke plasseres for nærme kjøreveier for å unngå skader (Australians, 2023).

Grundig planlegging er avgjørende for å integrere septiktanksystemer på en trygg og effektiv måte i omgivelsene. Dette sikrer både miljømessig forsvarlighet og god funksjon av systemet (Australians, 2023).

Figurene 7 og 8 tillater dataene en direkte sammenligning mellom ubehandlet rå kloakk og effluent fra en standard septiktank. Disse tabellene illustrerer effektivt septiktankens evne til å behandle kloakk ved betydelig å redusere eller eliminere forurensninger. Dette viser ikke bare en reduksjon av forurensninger, men fremhever også septiktankens rolle i å forbedre miljøkvaliteten ved å behandle avløpsvann før det sendes til neste trinn (Nasr & Mikhaeil, 2013).

Parameters	Units	Domestic wastewater		
		Minimum	Maximum	Average
Temperature	°C	16	32	27.2
pH		5.54	7.68	6.6
Total COD	mg O ₂ /l	743	1180	960
Total BOD	mg O ₂ /l	341	560	450
TSS	mg/l	200	412	295
TS	mg/l	635	1150	842
Total phosphorus	mg P/l	3.2	6.6	4.44
TKN	mg N/l	48	100	71
Ammonia	mg N/l	20.12	31.92	26.2
Alkalinity	mg/l	200	340	250
Fecal coliforms	MPN/100ml	9.30E+07	5.20E+09	2.7E+09

Figur 7: Innholdet i avløpsvann før septiktankbehandling (Nasr & Mikhaeil, 2013)

Parameters	Units	72 h HRT			48 h HRT			24 h HRT		
		Average	Study	R%	Average	Study	R%	Average	Study	R%
pH		7.3	0.23		7.4	0.34		7.5	0.35	
Temp	°C	27.5	4.31		24	1.92		27.3	0.94	
Alkalinity	mg/l	280	20.1	-12	272	10.7	-10	240	10.8	-4
TSS	mg/l	103	16.1	65.3	115	13.7	58.3	123	12.9	55
TS	mg/l	522	44.6	38	685	43.9	27	690	46.3	24.6
COD	Mg O ₂ /l	334	33.3	65.3	380	43	56	412	38.9	53.4
BOD	Mg O ₂ /l	142	15.9	68.4	164	19.8	57	180	17.8	53.5
TP	mg/l	3.14	0.3	29.3	3	0.4	26.9	3.14	0.3	25.6
TKN	mg/l	52.3	6.3	26.8	54.4	5.3	20.8	54.4	2.8	17.7
Ammonia	mg/l	28	2	-7.1	27.1	1.8	-5.2	26.6	1.9	-4.2
Fecal coliforms	MPN/100ml	3.12E+08	3.21E+08	86	8.83E+08	6.57E+08	85	7.60E+08	2.73E+08	83

Figur 8: Innholdet i avløpsvann etter septiktankbehandling (Nasr & Mikhaeil, 2013).

2.4.2 Biologisk filter

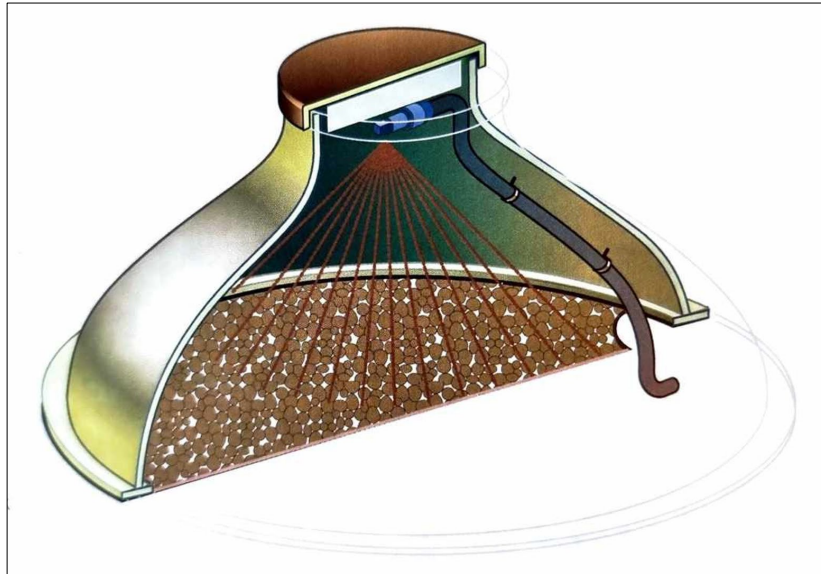
Biofiltre fungerer generelt som et miljø for mikroorganismer til å bryte ned de organiske stoffene som finnes i avløpsvann, noe som hjelper dem i deres reproduksjon og biologiske aktivitet. Denne prosessen muliggjør den biologiske behandlingen av avløpsvann (FORESTRY, 2008).

Selv om biofiltre primært er anerkjent som aerobe systemer der aerobe mikrober opererer ved å fjerne den biologiske oksygenetterspørselen og lette nitrifiseringen av avløpsvannet, er riktig lufting gjennom roterende armer som sprer avløpsvannet over mediet avgjørende. Det finnes imidlertid også mikrober i de nedre lagene som bryter ned organiske materialer uten behov for oksygen, i relativt anaerobe forhold, noe som resulterer i et mangfoldig biologisk anlegg av både aerobe og anaerobe organismer (FORESTRY, 2008).

Ved å spraye effluenten med roterende armer over mediet, plasseres hoveddelen av den organiske belastningen i avløpsvannet på toppen av sengen, der aerobe mikrober er aktive. Deretter beveger effluenten seg gradvis ned til de nedre lagene av biofilteret under tyngdekraftens kraft (FORESTRY, 2008).

Tidligere ble biofiltersenger laget utelukkende av knuste steiner, men med fremskritt innen avløpsvannsbehandling, har plastikk i ulike former og størrelser erstattet steinene. Plastmiljøer, på grunn av deres mye større spesifikke overflateareal, gir bedre muligheter for mikrobiell tilknytning, og øker dermed effektiviteten av fjerning av forurensninger (FORESTRY, 2008).

Evalueringer av disse filterene har vist at faktorer som typen mikroorganismer, konsentrasjonen av organiske stoffer i effluenten fra septiktanken, jevn fordeling av effluenten på filteret, de fysiske egenskapene til filtermediet, oppholdstiden og temperaturen har mest betydelig innvirkning på effektiviteten av fjerning av forurensninger (FORESTRY, 2008) og (P. D. Jenssen, Mæhlum, Krogstad, & Vråle, 2005).



Figur 9: Biofilter med bruk av tangentiell fullkonisk dyse (Ødegaard, 2014).

2.4.3 Våtmarksfiltere

Konstruerte våtmarker, som er utformet med passende jord og planter, spiller en betydelig rolle i å fjerne høye nivåer av næringsstoffer, organisk materiale og bakterier. Imidlertid reiser effekten av kaldt vær og polare forhold på effektiviteten til disse våtmarkene viktige spørsmål. Forskning utført i kalde land, som Danmark, Sverige og Nord-Amerika, avslører at vinterens kalde vær ikke påvirker deres ytelse betydelig sammenlignet med andre sesonger. Likevel kreves aerob forkjøring for å oppnå høy effektivitet i fjerning av forurensninger under kaldt vær (P. Jenssen, Mæhlum, & Krogstad, 1993).

Videre demonstrerte en lang omfattende studie på en våtmark i Norge at den var i stand til å fjerne 90% av BOF, 50 % av nitrogen, 90 % av fosfor og 99% av bakterier (Paruch, Mæhlum, Haarstad, Blankenberg, & Hensel, 2016) med den mest biologiske aktiviteten som forekom i temperaturområdet fra 0 til 5 °C. (P. Jenssen et al., 1993).

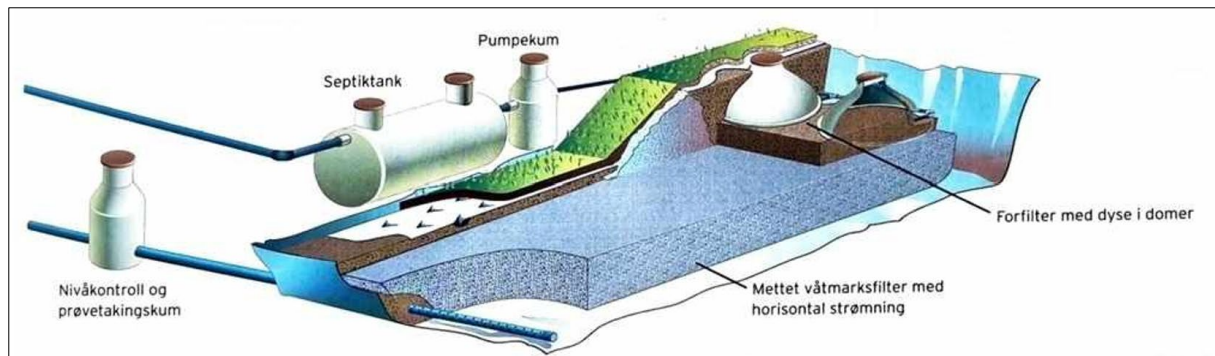
Våtmarker kan kategoriseres basert på ulike faktorer, der typen vannstrøm og naturen til vegetasjonen er avgjørende for klassifiseringen. I tillegg har dimensjonert fleksibiliteten til å integrere disse elementene, noe som skaper en synergistisk tilnærming til dimensjon av våtmarker (Vymazal & Kröpfelová, 2008).

2.4.3.1 Våtmark konstruert med fritt Water-Surface

Konstruerte våtmarker utmerker seg som ledende miljøvennlige og kostnadseffektive tilnærminger for håndtering av avløpsvann i områder med spredt befolkning eller landlige innstillinger. Disse anleggene etterligner nøye naturlige våtmarkøkosystemer og tilbyr en innovativ blanding av bærekraft og teknologisk dimensjon. De varierer i dimensjon, hovedsakelig basert på strømningstyper og valg av plantearter, skreddersydd for å møte de spesifikke miljømessige og regionale kravene. Norge var pioner i bruk av slike anlegg med etableringen av sitt første undersjøiske horisontale strømvåtmark i 1991. Denne modellen har vist seg å være svært effektiv og motstandsdyktig, selv midt i Norges utfordrende kalde klima, noe som gjør det til en dominerende løsning for avløpsvannbehandling innenfor nasjonen. For optimal drift inkluderer dimensjonsparameterne en tildeling av 2-3 m²/pe og en dybderetningslinje omtrent 1 m, og sikrer tilstrekkelig behandlingsskapasitet og effektivitet (Parde et al., 2021).

Nøkkelen til disse anlegg er de hydrauliske prinsippene som guider deres dimensjon, som gjør det mulig for dem å støtte et mangfoldig liv av vannplanter, inkludert arter som Potamogeton og Elodea, sammen med lette aggregatmaterialer. Disse plantene spiller en instrumental rolle i nedbrytningen av organiske forurensninger, mens aggregatene er valgt for deres eksepsjonelle evner i bakteriefiltrering og fosforadsorpsjon, og nå kapasiteter på opptil 12 g/kg (Parde et al., 2021).

Ytelsen til konstruerte våtmarker i rensing av vann er imponerende, med fjerningsrater på omtrent 53% for jern, 45% for kobber, 52% for sink, 52% for bly, 50% for biologisk oksygenbehov BOD, 70% for kjemisk oksygenbehov KOF, 60-80% for totale suspenderte faststoffer TSF, og 50%-65% for nitrogen (Parde et al., 2021) og (P. D. Jenssen et al., 2005).



Figur 10: Et konstruert våtmarksanlegg med biofilter rengjør avløpsvann fra septiktanker (Ødegaard, 2014).

De forskjellige typene våtmarker som er beskrevet nedenfor inkluderer (Parde et al., 2021):

- Horisontalstrøm Konstruert Våtmark
- Vertikalstrøm Konstruert Våtmark
- French vertikalstrøm konstruert våtmark
- Hybrid konstruert våtmark
- Baffeldelt konstruert våtmark med underjordisk strømning
- Luftet konstruert våtmark
- Flernivå fritt strømmende konstruert våtmark

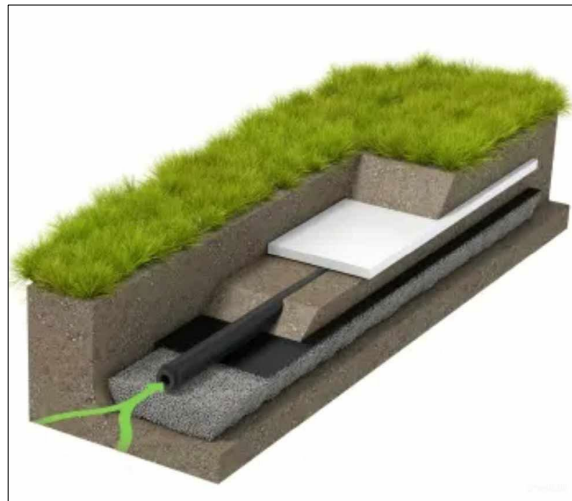
2.4.4 Infiltrasjonsanlegg

Når avløpsvann ledes mot et dreneringsfelt, beveger det seg bort fra inngangspunktet og ned i dypere lag inntil det blander seg med grunnvannet. Av denne grunn spiller dybden av jorden i forhold til avløpsvannet en viktig rolle i å bestemme den hydrauliske ytelsen, luftingen, oppholdstiden, og den generelle effektiviteten av filtreringen (Van Cuyk et al., 2001). Denne overføringen tillater jorden å fungere som et naturlig filter og skaper et effektivt miljø for å fange opp forurensninger fra avløpsvannet, enten gjennom nedbrytning ved hjelp av mikrobiell aktivitet eller ved adsorpsjon til lett utvekslebare ioner (Tyler, 2001).

Infiltrasjonsraten, altså hastigheten på avløpsvannets penetrasjon i jorden, må være nøye planlagt og kalkulert, og infiltrasjonen må overstige volumet av innkommende avløpsvann for å forhindre overbelastning og svikt i anlegget. I tillegg kan en høy penetrasjonsrate av avløpsvann i jorden omgå tilstrekkelig rensing av forurensninger og føre til forurensning av

grunnvannet på grunn av redusert fjerning av stoffer som KOF, SS, TP, og TN. Det er derfor svært viktig å utføre en vurdering av jordforholdene i området, inkludert antall jordlag og dybden til grunnvannet, før dimensjonert og implementering av jordfiltrering, siden egenskapene og strukturen til hver region varierer (Baykuş, Karpuzcu, & Yurtsever, 2022) og (Tyler, 2001)

Figur 11 viser et infiltrasjonssystem som spiller viktig rolle i avløpsrensing.



Figur 11: Skisettegning av et infiltrasjonssystem (Hyttetorget, 2024b).

Effektiviteten av avløpsvannsinfiltrasjon påvirkes hovedsakelig av to primære faktorer: interaksjonen mellom jord og avløpsvann som kan føre til tilstopping av et lag, og jordens hydrauliske egenskaper som dikterer vannets bevegelseshastighet. I tillegg har jordens egenskaper, inkludert sammensetning, termisk bevegelse, og porestruktur, en betydelig innvirkning på den hydrologiske syklusen og påvirker prosesser som infiltrasjon, spredning av næringsstoffer, og overflateavrenning (Tyler, 2001) og (Jiang et al., 2020).

På grunn av de kald klima i Norge, kan en av de mest betydningsfulle faktorene som er mye diskutert og interessant, være effekten av kulde på ytelsen til dette jordfiltreringsanlegg. Selv om de regionale fuktighetsforholdene før frysing også spiller en rolle i eksistensen og formen av is i jorden, viser studier på frossen jord at temperaturforandringer kan endre jordens struktur og viskositet, påvirke dens umettede hydrauliske ledningsevne og endre fordelingen av porestørrelser, noe som kan påvirke infiltrasjonsraten (Jiang et al., 2020).

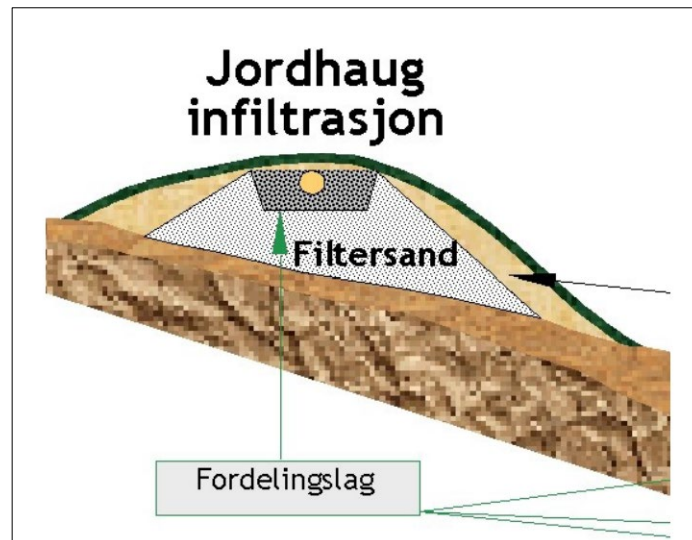
Under fryse og tøy-sykluser kan dannelsen av iskrystaller i jordens større porer endre vannets strømretning, føre til ujevn spredning og potensielt redusere jordfiltreringens effektivitet. Imidlertid viser sammenlignende studier av den hydrauliske ledningsevnen til frossen og ikke-frossen jord at frysing har minimal effekt på jordens hydrauliske ledningsevne (Jiang et al., 2020).

I evalueringer som er gjort på varigheten til jordinfiltrasjonsanlegg, er det bemerkelsesverdig at de kan tilby en effektiv levetid på mellom 20 til 30 år. Dette forutsetter imidlertid en passende innledende vurdering, dimensjon som er tilpasset lokale forhold, og kontinuerlig vedlikehold. Uten dette kan interaksjonene gradvis endre jordens egenskaper på ulike måter (fysisk, mekanisk, kjemisk og biologisk) og påvirke de grunnleggende ytelseskriteriene til filtreringsanlegget (Abbas, 2017).

Avløpsvannbehandlingssystemer basert på jord klassifiseres i underjordiske infiltreringsanlegg, åpne bassenger, og kombinerte systemer (kjemiske og infiltrerende), som alle er dimensjonert for å være kompatible med ulike befolkningsstørrelser og typer avløpsvann (Abbas, 2017).

Underjordiske anlegg retter seg mot små til mellomstore befolkninger (5 til 600 pe) og blir rost for sin enkelhet og letthet av vedlikehold, noe som gjør dem ideelle for enkelthus, fritidsområder og områder med lav vannledningsevne. Åpne bassenger betjener større samfunn (150 til 6000 pe), og kombinerte systemer passer for et bredt spekter (5 til 2000 pe), noe som demonstrerer fleksibiliteten i bruken av dem av enkeltpersoner (Abbas, 2017).

Det er verdt å nevne at i mange områder som lider av ikke-standard infiltrering på grunn av ugunstige jordforhold eller høyt grunnvannsnivå som fører til redusert jorddybde (Figur 12), er den beste løsningen å opprette haugsystemer (Abbas, 2017).



Figur 12: jordhauginfiltrasjonsanlegg (Hensel, K hler, & Yri, 2008).

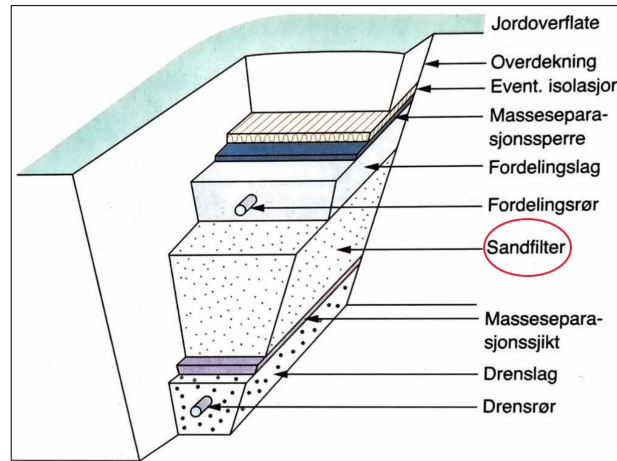
I vurderingen fra Norge er de primære årsakene til svikt i disse anleggene identifisert som mangel på dimensjonkompetanse, utilstrekkelig analyse av jordforhold, inadekvat hydraulisk kapasitet, for høye belastningsrater, foreldet infrastruktur, og forsømmelse av vedlikehold (Abbas, 2017).

2.4.5 Sandfilteranlegg

Sandfiltrering er en enkel, kostnadseffektiv metode som ikke krever kjemikalier eller kvalifisert arbeidskraft, brukt i over 100 år som et sekundært filter etter avløpsbehandling i septiktanker. Typisk laget av en blanding av sand og grus, kommer avløpsvannet fra septiktanken inn fra toppen og blir ledet nedover av tyngdekraften for å filtreres. Disse filtrene er vanligvis implementert på dybder av 60-90 cm, og på steder hvor det mangler tilgang til sand og grus, brukes alternativer som antrasitt (en type kull med høyt karboninnhold), mineralhaler (rester fra gruveoperasjoner) og bunnaske (rester fra kullforbrenning) (Verma, Daverey, & Sharma, 2017) og (U. E. P. Agency, 1999).

Den fysiske strukturen til dette filteranlegg består av flere lag, med mesteparten av filtreringen som skjer innenfor de første 15 til 30 cm. Først blir ertter grus lagt over gradert grus for å stabilisere sandlaget og forhindre dets infiltrering inn i grusen. Sand og grus, som fungerer som de primære filtreringsmediene, blir deretter lagt opp  ertegrusen. Dette er hvor avløpsvannet

blir rensset ettersom urenheter blir fanget eller absorbert. Et annet lag av gradert grus plasseres på toppen av sanden for å vedlikeholde den og forhindre tilstopping, utstyrt med spylør på sidene. Til slutt blir et filterstoff spredt over det øverste gruslaget for å forhindre infiltrering av silt og leire inn i sanden (U. E. P. Agency, 1999) og (Clearinghouse, 1997).



Figur 13: Sandfilter (Ødegaard, 2014).

Etter at anlegget er dimensjonert og initiert, krever det vanligvis en-to ukers periode for å modnes, noe som betyr for organismene å utvikle seg og stole på hverandre for overlevelse (Clearinghouse, 1997).

Driften av disse anleggene er intermitterende, noe som betyr at filterbedet periodisk doseres med avløpsvann, kontrollert av tidtakere eller måleapparater for strømming for å sikre at filtrene ikke blir overmettet og at avløpsvannet har tilstrekkelig kontakttid med filtermediet (U. E. P. Agency, 1999).

Faktorer som filtreringsrate, hydraulisk oppholdstid, tilgjengelig overflate for biofilm og kornstørrelse har betydelig innvirkning på kvaliteten på det behandlede avløpsvannet. Behandlingsprosessen starter med fysisk filtrering ettersom faste forurensninger fanges mellom kornfissurer eller kleber seg til kornene. Deretter tiltrekker negativt ladede kornoverflater i filtermediet seg og binder seg til positivt ladede avfallspartikler, og danner kjemiske bånd som eliminerer oppløselige forurensninger. Dette kjemiske fjerningsstadiet er avgjørende da det forbedrer behandlingen ved å styrke kjemiske bånd mellom spesifikke avløpsvannspartikler og mediet, og endrer den kjemiske sammensetningen av forurensningene. Dette reduserer deres

miljøpåvirkning og forenkler håndteringen i senere behandlingsfaser. Den biologiske behandlingsfasen involverer nedbrytning av organiske materialer av mikrober og mikroorganismer, essensielt for den generelle filtreringskapasiteten til sandfiltre. Den harmoniske interaksjonen mellom disse fysiske, kjemiske og biologiske prosessene maksimerer effektiviteten av avløpsvannsbehandlingen (Clearinghouse, 1997).

Sandfiltre er kategorisert i tre typer:

Nedgravd sandfilter: Et effektivt, underjordisk filtreringsanlegg som krever minimalt vedlikehold, egnet for hjem og små bedrifter. Det involverer utgraving, installasjon av ugjennomtrengelige membraner, underdreneringsrør, og arrangerte lag av grus og filtermedier, dekket med geotekstil og tilbake fyllingsmateriale, vanligvis i drift basert på vannforbruk med to ganger daglig dosering (Clearinghouse, 1997).

Åpent sandfilter: Behandler opptil 120 000 gallon avløpsvann daglig, egnet for små samfunn og ulike steder, over bakken med mulige syntetiske eller betong foringer. Det tilbyr vedlikeholdsvennlighet for store volumer med hydrauliske belastningsrater på 2-5 gallon per kvadratfot per dag. Disse filtrene kan ha avtakbare deksler for kaldt vær, vedlikehold og lukststyring, med alternativer vurdert ved behov (Clearinghouse, 1997).

Resirkulerende sandfilter: En løsning utviklet på slutten av 1960-tallet for luktproblemer, som øker oksygentilførselen og dermed forbedrer kvaliteten på det behandlede avløpsvannet. Det kombinerer direkte behandling med resirkulering av avløpsvann i et forhold på 3:1 til 5:1 for å fortynne avløpsvann og minimere lukt, ved bruk av grovere medier for å forhindre tilstopping og skryter av høyere hydrauliske belastningsrater, som krever mindre land. Selv om de trenger mer energi og vedlikehold, er de mer effektive enn anlegg for utvidet lufting, men kan møte utfordringer med frysing i kalde temperaturer (Clearinghouse, 1997).

Som nevnt ovenfor, er åpne og resirkulerende filtre utsatt for frysing, noe som utgjør utfordringer i kalde vannland som Norge, noe som kan føre til potensielle blokkeringer, redusert behandlingseffektivitet eller fullstendig systemstans. Generelt kan temperaturforholdene betydelig påvirke avløpsvannsbehandlingen, med en nedgang i temperaturen som bremser ned mikrobiell metabolisme og dermed reduserer nedbrytningen av organisk materiale, noe som indikerer et omvendt forhold mellom temperaturfall og behandlingshastighet. Derfor er det

avgjørende å justere organiske og hydrauliske belastningsrater i kalde klimaer for å møte disse utfordringene i sandfiltreringsanlegg (Clearinghouse, 1997). Figur 13 viser et sandfilter som spiller viktig rolle i avløpsrensing.

2.4.6 Tett tank

Tett tanker er i hovedsak store, lekkasjesikre containere som brukes til midlertidig samling og lagring av avløpsvann fra hjem og leiligheter. Det lagrede avløpsvannet blir senere tatt for behandling og bortskaffelse. Disse tankene kan være laget av forskjellige materialer som glassfiber, plast og betong, og er kategorisert i to typer: prefabrikkerte tett tanker (figur 14) og tett tanker bygget på stedet. Hver type må overholde sitt spesifikke sett med standarder (Health, 2023).

Tett tank brukes ofte når lokale avløpsanlegg svikter og trenger reparasjon, i nye byggeområder til offentlige avløpstjenester blir utvidet, sesongmessige hjem, hytter, i miljøfølsomme områder der inntrengning av næringsstoffer i grunnvannet må forhindres for enhver pris eller i områder som krever betydelig fjerning av nitrogen. Disse tankene er allsidige, egnet for både gråvann og svartvann, og er konstruert i forskjellige størrelser avhengig av deres bruk og antall personer tilkoblet dem, med kapasiteter som varierer fra 1000 til 4000 gallon som er mest vanlig (Office of Water, 2002).

Disse tankene er utstyrt med automatiske varslingsenheter som sender lyd- og visuelle signaler for å advare huseierne når tanken nærmer seg full kapasitet (Office of Water, 2002). Det er viktig å merke seg at tett tanker skiller seg fra septiktanker i struktur og funksjon. I motsetning til septiktanker, har ikke tett tanker utløpsrør, og mens septiktanker behandler avløpsvann i en anaerob prosess, lagrer tett tanker bare avløpsvann midlertidig til det kan pumpes ut og behandles et annet sted (Office of Water, 2002).

Fordelen med tett tanker er at de ikke påvirkes av svingninger i avløpsvannstrømmen, tilstedeværelsen av giftige stoffer, eller strømbrudd. Imidlertid, i kaldt vær, er det tilrådelig å isolere disse tankene eller holde dem varme for å forhindre frysing, og i varmt klima kan det være nødvendig å øke pump frekvensen eller legge til kalk for å redusere eller forhindre ubehagelige lukter (Office of Water, 2002).



Figur 14: Tett tank (Hyttetorget, 2024c).

2.4.7 Minirensesanlegg

Minirensesanlegg tilbyr et overbevisende alternativ til tradisjonelle avløpsbehandlingsanlegg på stedet, som ofte lider under byggefeil, driftsineffektiviteter og vedlikeholds mangler. Disse faktorene fører til dårlig fjerning av næringsstoffer og patogener, og slipper ut betydelige mengder forurensninger i miljøet, noe som utgjør betydelige helsefarer. Ideelle for områder med begrenset plass, høye rengjøringskostnader, eller der jordforhold og grunnvannsnivå kompliserer bruk av konvensjonelle anlegg, er minirensesanlegg i bunn og grunn nedskalerte versjoner av sine større motparter, dimensjonert for å passe innenfor bygninger, garasjer eller kjellere (Hensel & Yri, 2008) og (Vidal et al., 2023).

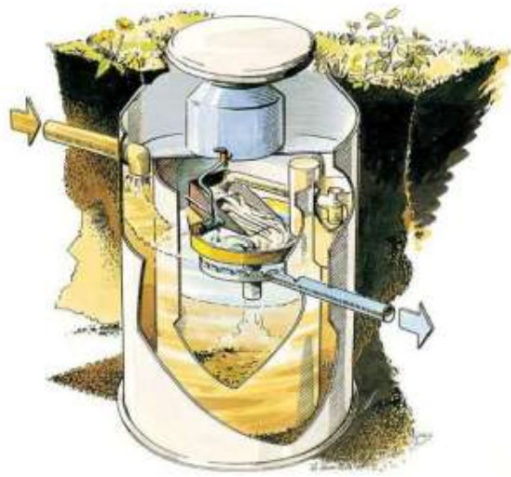
Overgangen til disse kompakte anleggene har vært bemerkelsesverdig med en betydelig økning i bruk over hele Europa, inkludert en langvarig anvendelse i Norge som strekker seg 20-30 år tilbake. I Norge krever regulatoriske forbedringer fra og med 1. januar 2007 at disse anleggene møter den europeiske standarden NS-EN 12566-3 for godkjenning, noe som reflekterer et engasjement for miljøsamsvar og ytelsesstandarder (Hensel & Yri, 2008). Med deres økende adopsjon forventes ytterligere regulatorisk innstramning, noe som understreker behovet for adaptive løsninger som adresserer påvirkningen av lokale klimaer på deres drift (Vidal et al., 2023). Påstander fra leverandører om fjerningseffektivitet opp til 99,4 % for BOD, 98,6 % for fosfor og 99 % for varmem stabile koliforme bakterier fremhever deres potensielle effektivitet (Abbas, 2017) og (Skogstad, 2017).

De påstår også at disse anleggene er utstyrt med driftsalarmer for elektriske, mekaniske, og hydrauliske feil, som kan varsle huseieren eller eksterne tjenesteleverandører (Skogstad, 2017).

2.4.7.1 Kategorier av Minirenseanlegg

➤ **Kjemiske anlegg** (Figur 15)

Disse anleggene bruker kjemiske substanser som aluminium, jern eller kalsium for utfelling og koagulering av fosfor, etterfulgt av flokkulering og sedimentering for fjerning. De er spesielt egnet for fosfor-sentrert behandling, og oppnår effektivitet for fjerning av partikler og organiske materialer på 50 %–70 % (Hensel & Yri, 2008).



Figur 15: Kjemisk minirenseanlegg (Wallax) (Ødegaard, 2014).

Figur 16: Forventet rengjøringseffekt og konsentrasjon av utslipp for kjemiske behandlingsanlegg (Hensel & Yri, 2008).

<i>Parameter</i>	<i>%rensing</i>	<i>Konsentrasjon</i>
Fosfor (tot-P)	90 %	0,9 mg/l
Organisk stoff (BOF ₅)	60 %	91 mg O/l
Nitrogen (tot-N)	20 %	54 mg/l
Tarmbakterier (TKB)	99 %	10 000-200 000 per 100 ml

Figur 16: Forventet renseeffekt til Kjemiske minirensesanlegg

➤ **Biologiske anlegg** (Figur 17)

Ved å bruke aktivert slam- og biofilm-metoder, utnytter disse anleggene mikroorganismer for nedbryting av organisk materiale og partikler. Aktivert slam-metoden lar mikroorganismene leve fritt, mens biofilm-metoden innebærer at mikroorganismene er festet til solide overflater, noe som forbedrer renselsesprosessen (Hensel & Yri, 2008).



Figur 17: Biologisk minirensesanlegg (Biovac) (Ødegaard, 2014).

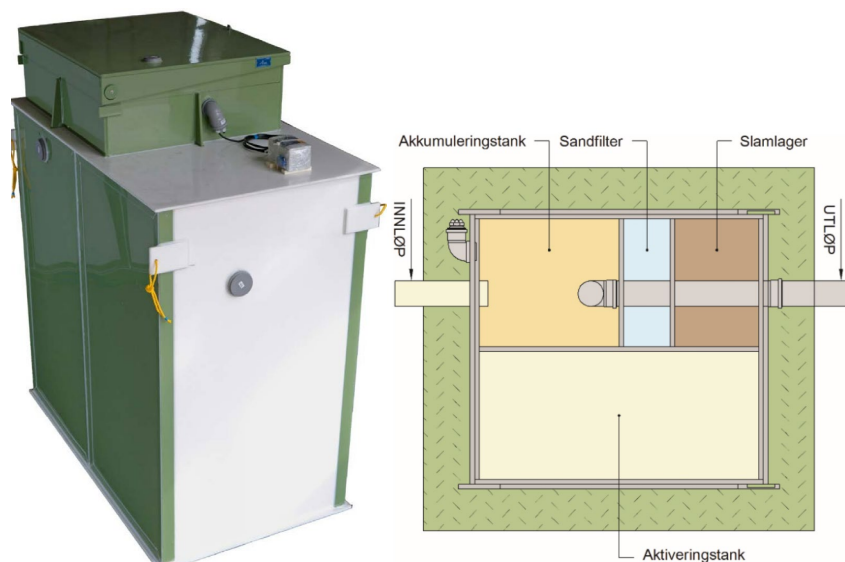
Figur 18: Forventet rengjøringseffekt og konsentrasjon av utslipp for biologiske behandlingsanlegg (Hensel & Yri, 2008).

Parameter	%rensing	Konsentrasjon
Fosfor (tot-P)	15-60 %	3,6-7,7 mg/l
Organisk stoff (BOF ₅)	80 %	45 mg O/l
Nitrogen (tot-N)	20 %	54 mg/l
Tarmbakterier (TKB)	90 %	100 000-2 mill per 100 ml

Figur 18: Forventet renseseffekt til biologiske minirensesanlegg.

➤ **Kjemiske-biologiske anlegg** (Figur 19)

Ved å kombinere kjemiske og biologiske prosesser, gjennomfører disse minirensanleggene samtidig nedbrytning av forurensninger i en enkelt kammer. De anbefales for steder som krever avansert fjerning av forurensninger, spesielt i kaldere klima hvor biologiske prosesser utfordres av lave temperaturer (Hensel & Yri, 2008).



Figur 19: kjemisk-Biologisk minirensesanlegg for 5Pe (Topas Plus 7) (Skogstad, 2017).

Figur 20 : Forventet rengjørings-effekt og konsentrasjon av utslipp for kjemiske-biologiske behandlingsanlegg (Hensel & Yri, 2008).

<i>Parameter</i>	<i>%rensing</i>	<i>Konsentrasjon</i>
Fosfor (tot-P)	90 %	0,9 mg/l
Organisk stoff (BOF ₅)	90 %	23 mg O/l
Nitrogen (tot-N)	20 %	54 mg/l
Tarmbakterier (TKB)	99 %	10 000-200 000 per 100 ml

Figur 20: Forventet renseseffekt til kjemisk-biologisk minirensesanlegg.

Til tross for deres effektivitet, møter minirensesanlegg utfordringer, spesielt i kaldere klimaer hvor problemer med fjerning av nitrogen, bakterier, BOD og nitrifikasjon vedvarer. Forskning, inkludert studier av Brenda Vidal og kolleger, indikerer at disse anleggene opprettholder interne temperaturer over 1,4 °C selv i ekstrem kulde, noe som demonstrerer betydelig motstand mot frysing. Imidlertid utgjør påvirkningen av snøsmelting blandet med avløpsvann en betydelig utfordring for effektiviteten av forurensningsfjerning, noe som peker på behovet for ytterligere innovasjon og studier på dette området (Vidal et al., 2023).

Selv om minirensesanlegg tilbyr høyere effektivitet i fjerning av forurensninger sammenlignet med tradisjonelle systemer, spesielt i kaldt værforhold, krever pågående utfordringer fortsatt forskning og utvikling for å optimalisere deres ytelse på tvers av varierte klimaer og regulatoriske miljøer (Vidal et al., 2023).

2.4.8 Biologiske toalett

Menneskelig avfall, som andre organiske materialer, kan omdannes til kompost. Denne prosessen kan skje raskt og til lav kostnad, ettersom menneskets fordøyelsessystem allerede har brutt ned mye av materialet. De fleste næringsstoffene fra menneskelig avfall finnes i urin, men avføring inneholder også betydelige mengder kalium, fosfor og organisk materiale (Hukkanen, 2017). Av denne grunn er biologiske toaletter utviklet for bruk i landlige områder, hytter og campingplasser (Figur 21). Utover deres hygieniske anvendelse kan menneskelig ekskrement samles og prosesseres til kompost for landbruksbruk. Disse typene toaletter er ikke avhengige av vannkilder, noe som klassifiserer dem som biologiske toaletter og gjør dem egnet for områder uten tilgang til vannforsyning eller kloakksystemer (Figur 21). Enkelheten til komposttoalettsystemer har gjort dem til et praktisk alternativ for bred adopsjon over hele verden. Disse toalettene krever ikke vann for skylling, noe som reduserer kostnadene for avløpsvannbehandling betydelig (Berger, 2011).

Disse systemene er dimensjonert for å håndtere menneskelig avføring og toalettpapir, og kan enten kombinere avføring og urin i en enkelt beholder eller bruke separate beholdere for hver for å forenkle behandlingsprosessen og forhindre tap av næringsstoffer gjennom fordampning. I tillegg kan organisk matavfall legges til for å forbedre komposteringsprosessen (Berger, 2011) og (Hukkanen, 2017). Nedbrytingen i komposttoaletter utføres av termofile aerobe bakterier, sopp og aktinobakterier. Disse mikroorganismene bryter ned det organiske materialet, og deres aktivitet øker temperaturen i kompostmassen til mellom 50-70 °C. Denne temperaturøkningen akselererer nedbrytningsprosessen, noe som reduserer patogenere og sykdomsfremkallende agenter betydelig (Berger, 2011). Selv om komposttoaletter reduserer patogennivået betydelig, eliminerer de ikke dem fullstendig. Derfor kan håndtering eller tømning av komposttanken fortsatt utgjøre helserisiko (Berger, 2011). Nedbrytingen av organiske materialer av mikroorganismer skjer i et aerobt miljø, så ventilasjon blir vanligvis levert til toalettshelvet. Denne ventilasjonen skaper et negativt trykk som bidrar til å lufte ut og redusere ubehagelige lukter (Berger, 2011).

Kompost fra toaletter bør oppbevares ved en temperatur på 55 °C i minst to uker eller 60 °C i en uke for å være hygienisk trygg for menneskers helse. Verdens helseorganisasjon anbefaler imidlertid kompostering ved temperaturer mellom 55-60 °C i en måned, etterfulgt av en modningsperiode på 2 til 4 måneder (Berger, 2011).



Figur 21: Biologisk toalett (Hyttetorget, 2024a).

2.5 Sentralt mot desentrale renseanlegg

Å oppnå bærekraftige utviklingsmål innen avløpsvannbehandling utgjør en betydelig utfordring og bekymring for hele verden og De forente nasjoner på global skala. Dette skyldes primært at rundt 80 % av avløpsvannet som genereres av menneskelige aktiviteter, slippes ut i miljøet ubehandlet (Huang, Li, Li, Zhang, & He, 2021). Etablering og vedlikehold av avløpsvannbehandlingsanlegg krever betydelige investeringer, langt utover kostnadene forbundet med å levere drikkevann. Land som Nederland og Tyskland tildeler flere ressurser til avløpsvannbehandling sammenlignet med andre, noe som understreker en ulikhet i forpliktelse på tvers av nasjoner. I tillegg viser det seg spesielt utfordrende å finansiere slike prosjekter for land med lav inntekt, noe som viderefører kampen for effektiv avløpsvannbehandling over hele verden. Selv i regioner som er rikt begavet med vannressurser, er dedikasjonen til resirkulering av næringsstoffer og eliminering av kontaminanter fra avløpsvann essensiell for å oppnå en bærekraftig forvaltning av naturressurser (Hophmayer-Tokich, 2006). Mange utviklede land, spesielt nordiske land, har oppnådd høye standarder innen avløpsvannbehandling, og har nådd sekundære eller tertiære behandlingsnivåer. Likevel fortsetter landlige områder og mindre samfunn å møte utfordringer. Denne forskjellen oppstår fordi myndighetspolitikk og finansiering ofte prioriterer store urbane sentre, og etterlater mindre regioner underbetjent med hensyn til avløpsvannbehandling. Følgelig er det en

betydelig forskjell i kvaliteten og omfattende av avløpsvannbehandling mellom travle byer og deres mindre befolkede motparter. Dette gapet peker på behovet for en mer balansert tilnærming til infrastrukturutvikling som inkluderer både urbane og landlige strategier for avløpsvannbehandling (Hophmayer-Tokich, 2006).

Sentrale avløpsvannbehandlingsanlegg er tilpasset områder med høy befolkningstetthet og dekker store geografiske regioner. Bygge- og driftskostnadene for disse anleggene er høye, men de blir mer kostnadseffektive per innbygger i tett befolkede regioner, ettersom kostnaden for avløpsvannbehandling per person avtar med flere mennesker som betjenes (Libralato, Ghirardini, & Avezzù, 2012). Disse anleggene bidrar ikke bare til folkehelse og miljøbeskyttelse, men forbedrer også helsetjenester for en bredere befolkning (Hophmayer-Tokich, 2006). Typisk forvaltet av en enkelt organisasjon, kan disse anleggene effektivt kontrollere og håndtere konsentrasjoner av forurensninger på grunn av deres sentrale natur (Libralato et al., 2012). Deres drift forblir imidlertid ofte ubemerket av offentligheten, noe som fører til lavere samfunnsengasjement og bevissthet. Til tross for behovet for betydelig infrastruktur som pumper og rør, samt betydelig energi for transport og behandling av avløpsvann, tilbyr disse anleggene en bærekraftig løsning for håndtering av avløpsvann i urbane områder med høy befolkningstetthet (Massoud, Tarhini, & Nasr, 2009).

På den annen side tilbyr desentrale eller klyngesystemer, en skalerbar løsning for avløpsvannbehandling, ved å bruke tradisjonelle behandlingsteknologier som er tilpasningsdyktige, kostnadseffektive, pålitelige og bærekraftige. Disse anleggene er spesielt egnet for landlige eller mindre tett befolkede områder og reduserer miljøeffekter og forbedrer kapasiteten for gjenbruk av behandlet avløpsvann, skreddersydd til et samfunns spesifikke behov og miljøforhold. De kan skreddersys for å møte lokale utfordringer, inkludert variasjoner i grunnvannsnivåer, ikke-absorberende jord og områder med grunn fjellgrunn eller kalkstein, noe som letter installasjonen nær kildene til avløpsvann uten behov for kompleks infrastruktur (Massoud et al., 2009).

Desentrale anlegg muliggjør også integrering av ulike prosesser for å maksimere effektivitet, beskytte miljøhelsen og sikre folkehelsen. Deres modulære natur betyr at de kan utvides trinnvis, i tråd med de økonomiske og miljømessige hensynene til mindre samfunn, og muliggjør bærekraftige vannbrukspraksiser som gagnar kilden (Massoud et al., 2009). Forvaltet

av eiendomsiere, fremmer disse anleggene større samfunnsengasjement og bevissthet, selv om de krever omfattende opplæring og regulering for å sikre effektiv drift (Libralato et al., 2012).

Desentrale avløpsvannbehandlingsanlegg, som er foretrukket i områder med lav befolkningstetthet, presenterer unike utfordringer (Massoud et al., 2009). Deres ytelse i behandlingen av avløpsvann er lineær, noe som indikerer at den generelle effektiviteten i fjerning av forurensninger avhenger av effektiviteten til hvert enkelt system. Følgelig kan eventuelle mangler i ett system potensielt påvirke effektiviteten til de andre (Abbas, 2017).

Forskning på desentrale avløpsvannsanlegg har belyst miljøutfordringene som septiktanker utgjør, spesielt deres rolle som en betydelig kilde til forurensning av vannforekomster. En studie av Yates i 1985 på amerikanske vannkilder identifiserte at nesten halvparten av vannbårne sykdommer stammet fra utilstrekkelig filtrering av forurensninger av septiktanker. Videre undersøkte en studie i 2003 av Borchart og kollegaer innvirkningen av avløpsvann på menneskers helse, og oppdaget at 8-11% av drikkevannsbrønner var forurenset med humane enteriske virus fra nærliggende septiktanker, noe som utgjorde en risiko for over en million amerikanske husholdninger. I tillegg ble et utbrudd av hepatitt A, som rammet 444 individer i Wallis Lake, New South Wales, Australia, knyttet til konsum av drikkevann forurenset av skaldyr som hadde blitt eksponert for kloakk. Dette ble forårsaket av mangelfull vurdering av jordforholdene før byggestart (Abbas, 2017).

Avløpsvannbehandling, som omfatter innsamling, behandling, resirkulering eller disponering av vann og slam, er avgjørende for å beskytte menneskers og folkehelsen, samfunnets velvære, miljøbevaring og for å redusere etterspørselen på ferskvannsressurser (Hophmayer-Tokich, 2006). Valg av et passende anlegg krever en grundig initiell vurdering av stedet, med tanke på de sosiale, kulturelle, miljømessige og økonomiske aspektene i regionen for å skreddersy anleggsvalget deretter (Hophmayer-Tokich, 2006).

Tett befolkede urbane områder nyter typisk godt av sentrale forvaltningsanlegg som, gitt tilstrekkelig forvaltning og finansiell støtte, tilbyr en bærekraftig og kostnadseffektiv løsning (Hophmayer-Tokich, 2006). På den annen side antyder de unike aspektene ved landlige områder som variert jordsmonn, spredte befolkninger og begrensede økonomiske midler at desentrale anlegg er mer passende, og gir stabilitet og overkommelige ved å omgå de høye kostnadene forbundet med å bygge kloakknettverk og energien som kreves for drift (Massoud

et al., 2009). En studie i Sveits som omfattet en liten by med 1,500 innbyggere viste at desentralisert avløpsvannshåndtering var 40% billigere enn en sentral tilnærming, noe som fremhever potensialet til desentrale anlegg for behandling av avløpsvann i landlige områder (Jung, Narayanan, & Cheng, 2018).

2.6 Sammendrag av teorigrunnlag

Forurensninger fra avløpsvann utgjør betydelige risikoer for akvatiske økosystemer og kan true menneskers helse og miljø sikkerhet hvis de ikke håndteres adekvat. Den europeiske lovgivningen, etablert gjennom direktiv 2008/105/EC, og understreker den kritiske rollen avløpsvannbehandlingssystemer spiller i elimineringen av forurensninger. Videre forventes det at disse retningslinjene vil bli oppdatert for å adressere nye forurensningstyper i de kommende årene (Pomies, Choubert, Wisniewski, & Coquery, 2013).

Nitrogen og fosfor, betydelige forurensninger som stammer fra menneskelig aktivitet, presenterer betydelige miljøutfordringer. Utvikling og implementering av strategier for å redusere disse forurensningene er avgjørende, og driver fremgangen i avløpsvannbehandlingsteknologier. Blant disse utmerker aktivert slam-prosesser, som inkluderer nitrifiserings- og denitrifiseringsstadier, seg som spesielt effektive. I tillegg er bruk av overvåknings- og modelleringsløsninger for å forbedre avløpsvannbehandlingsprosessen og minimere dysfunksjoner avgjørende for å optimalisere disse anleggene, gitt deres kompleksitet og det store antallet påvirkende faktorer (Vilanova, Katebi, & Wahab, 2011).

Når det kommer til infrastruktur, har både sentral og desentrale anlegg sine fordeler, tilpasset de spesifikke behovene og forholdene i hvert område. I urbane og tett befolkede områder foretrekkes sentrale behandlingsanlegg for deres bærekraftighet og kostnadseffektivitet, da de tjener store samfunn effektivt (Hophmayer-Tokich, 2006). Disse anleggene nyter godt av konsentrert avløpssamling, håndtert av dyktige fagpersoner som sikrer overholdelse av globale og europeiske standarder og raskt adresserer eventuelle problemer som oppstår (Libralato et al., 2012). På den annen side er desentrale anlegg mer egnet for landlige områder, og tilbyr praktiske og kostnadsbesparende løsninger ved å minimere behovet for omfattende rørlegging, pumpestasjoner, og redusere karbonutslipp gjennom lavere energiforbruk for avløpssamling. Deres utformingsfleksibilitet gjør at de kan tilpasses lokale forhold (Massoud et al., 2009) og (Abbas, 2017).

Innføringen av minirensanlegg markerer en betydelig innovasjon, som tilbyr en kompakt og effektiv løsning på utfordringene som landlige områder står overfor. Ved å etterligne deres større motstykker, utmerker disse minirensanleggene seg i å målretta mot forurensninger og produsere høykvalitets behandlet vann. Dette behandlede vannet er egnet for gjenbruk i applikasjoner som hagevanning og toalettskylling, noe som betydelig letter trykket på ferskvannsressurser (Abbas, 2017) og (Hensel & Yri, 2008).

3 Case-Studie og Metode

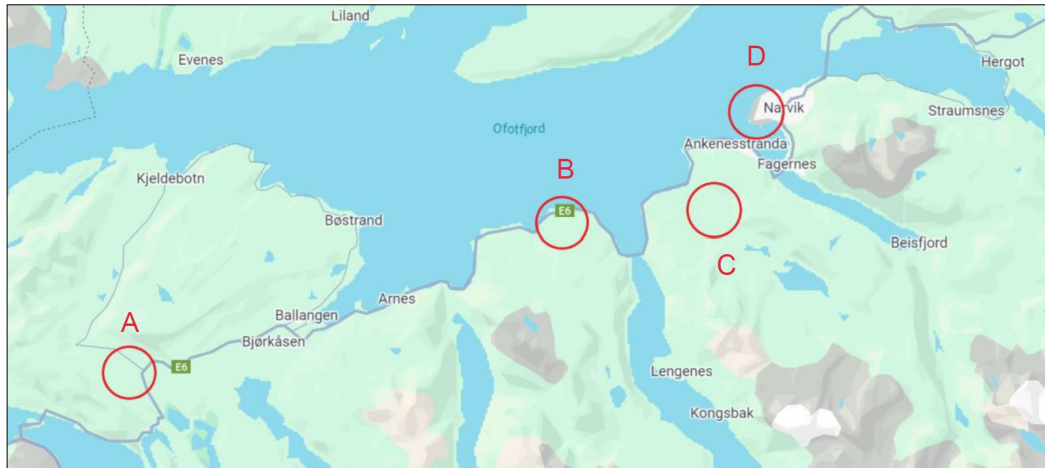
3.1 Case-studie

Den 14. februar 2024 møtte jeg med fagansvarlige i spredt avløp fra Narvik kommune og min veileder ved UiT. I dette møtet, og et annet møte den 16. februar 2024, holdt i Narvik kommune med fagansvarlige i spredt avløp i Narvik kommune og en representant fra Norsk miljøservice, diskuterte vi ulike aspekter ved prosjektet.

Etter disse diskusjonene nådde vi flere avtaler. Den første prøvetakingen ble gjennomført 5. mars 2024, med en gjennomsnittstemperatur på 2,9°C i løpet av prøvetakingsperioden. Den andre prøvetakingen fant sted 12. april 2024, med en gjennomsnittstemperatur på 5,3°C i løpet av prøvetakingsperioden. Den tredje prøvetakingen ble utført 2. mai 2024, med en gjennomsnittstemperatur på 12,6°C. Disse prøvene ble tatt fra fire minirensanlegg av typen Topas 5Pe. Disse anleggene er lokalisert i fire forskjellige områder av kommunen, på avstander av henholdsvis 30,1 km, 23,4 km, 13,8 km og 2,7 km fra Narvik sentrum.

To av de første minirensanleggene betjener fritidsboliger, tatt i bruk henholdsvis i slutten av 2023 og rundt 2021. De andre to anleggene betjener faste beboere, tatt i bruk henholdsvis i 2021 og 2023. Prøvetakingsstedene er merket med røde sirkler på kartet nedenfor.

I denne studien valgte vi å anonymisere adressene til de utvalgte minirensanleggene. Derfor betegnet vi dem med bokstavene A, B, C og D (Figur 22).



Figur 22: Utvalgte minirensanleggene for prøvetaking (Er tatt av google kart).

3.2 Innsamling av vannprøver i Narvik kommune

Feltinformasjon ble samlet inn ved bruk av tradisjonelle metoder og i henhold til gjeldende standarder. Denne aktiviteten ble overvåket av Narvik Vann med støtte fra Norsk Miljøservice. Prøvetakingen ble gjort fra 10.30 til 16.00, hvor vi samlet inn fire vannprøver fra fire ulike steder i Narvik kommune. Hver prøve inneholdt 2 liter vann, som ble delt i to separate 1 liters flasker for å sikre sikkerheten. Parallelt ble det utført turbiditet, pH og PO_4 målinger på stedet av Norsk Miljøservice. Deretter ble disse vannprøvene fraktet til UiT-laboratoriet uten å forårsake skade og ble lagret i kald luft.

3.3 Sikkerhet og presisjon i laboratorieanalyse av Vannprøver

Vannprøvene ble lagret under kalde forhold i UiT sitt laboratorium for å hindre biologisk aktivitet og kjemiske endringer. Analysen ble utført under strenge sikkerhetsstandarder og protokoller, med bruk av verneklær og verneutstyr. Laboratorieutstyret ble grundig rengjort og sterilisert etter bruk for å sikre optimale forhold for påfølgende prøver og eliminere risikoen for menneskelig feil. Laboratorieansvarlig ble også instruert i å kalibrere og forberede nødvendig utstyr før testingen begynte.

3.4 Fosfat test

Fosfater kommer inn i vannsystemer gjennom flere veier, slik som menneskelig og dyreavfall, fosfatrike geologiske formasjoner, vaskemidler fra husholdningsvask, industrielle utslipp, og

jordbruksoverflatevann. Disse tilførselene blir problematiske når de forårsaker overdreven vekst av vannplanter, og fremskynder et fenomen kjent som eutrofiering.

Eutrofiering er i bunn og grunn en aldringsprosess for et vannlegeme, hvor det gradvis samler næringsstoffer som fremmer veksten av alger og andre grunnleggende arter, og dermed øker systemets produktivitet. Over årtusener kan denne prosessen omdanne dype vannlegemer til grunnere våtmarker eller myrer.

Fosfater, spesifikt i form av fosfat-ionet (PO_4^{-3}), er avgjørende for livet, men er naturlig sjeldne, noe som gjør dem til nøkkelkomponenter i gjødsel. De binder seg til jord, blander seg med organisk materiale, eller danner mineralforbindelser. De skadelige effektene skyldes ikke direkte høye fosfatnivåer, men snarere de påfølgende algblostringene og deres innvirkning på tilgjengeligheten av oppløst oksygen.

Fosfor er essensielt for veksten av planter og dyr. Fosfater, eller PO_4^{-3} -forbindelser, kommer i tre former: ortofosfat, metafosfat (eller polyfosfat), og organisk bundet fosfat, hver inneholder fosfor i distinkte kjemiske strukturer. Ortofosfater, som finnes i kloakk og fra naturlige kilder, er derivater av fosforsyre, H_3PO_4 , inkludert dens ulike salter og relaterte forbindelser (knowyourh2o).

I denne analysen benyttet vi tre forskjellige testsett, hver identifisert med spesifikke koder og dimensjonert for å detektere fosfornivåer innenfor bestemte områder. Testsettene som ble brukt var LCK 348, i stand til å måle fosforkonsentrasjoner fra 0,5 til 5 mg/L $\text{PO}_4\text{-P}$; LCK 349, designet for et lavere område på 0,05 til 1,50 mg/L $\text{PO}_4\text{-P}$; og LCK 350, egnet for å detektere høyere konsentrasjoner som varierer fra 2 til 20 mg/L $\text{PO}_4\text{-P}$. Vårt mål var å fastslå hvilket område som ga de mest nøyaktige og relevante resultatene for våre avløpsvannsprøver.

3.4.1 Laborarieutstyr

- LCK 348, LCK 349 og LCK 350 Fosfatsett.
- Hach Lange LT 200 reaktor.
- DR 1900 spektrofotometer.
- Pipett.
- Pipettspisser.
- Reagensrørstativ.

3.4.2 Fremgangsmåte for metoden

- Start reaktoren og forvarm til 120°C.
- Fjern forsiktig folien fra den skrudde DosiCap Zip.
- Skru av DosiCap Zip.
- Pipetter nøye 0,4 mL av prøven.
- Skru umiddelbart DosiCap Zip tilbake på, stramt med flens på toppen.
- Rist kraftig.
- Varm opp i termostat ved 120°C i 30 minutter.
- Kjøl ned prøvene til romtemperatur.
- Rist kraftig.
- Skru av DosiCap Zip.
- Pipetter inn i den avkjølte kuvetten: 0,5 mL Reagens B. Lukk Reagens B umiddelbart etter bruk.
- Skru på en grå DosiCap C på kuvetten.
- Lukk kuvetten og vend den noen ganger til det frysetørkede innholdet er helt oppløst.
- Vent 10 minutter, vend deretter noen flere ganger, og rengjør deretter grundig utsiden av kuvetten før evaluering.
- Sett kuvetten inn i celleholderen i spektrofotometeret, velg testen og trykk på les.
- Registrer resultatene.

3.5 Nitrat

Totalt nitrogen er et essensielt næringsstoff for både planter og dyr. Imidlertid kan for mye nitrogen i vannforekomster føre til lavere nivåer av oppløst oksygen og skadelige effekter på et bredt spekter av plante- og dyreliv. Nitrogen kan komme inn i vannsystemer fra flere kilder, som kloakkbehandlingsanlegg, avrenning fra gjødslede boligårder og jordbruksområder, sviktende septiktanker, avrenning fra områder med husdyrgjødsel og lagring, samt industrielle utslipp som inkluderer korrosjonshemmende midler (Salim Aoubid & Opp, 2023).

Biologiske metoder, som utnytter den mikrobielle nitrogen syklusen og metabolismen av uorganiske nitrogenforbindelser, er blant de mest effektive for fjerning av nitrogen. Teknikker inkludert pre-nitrifisering i miljøer uten oksygen og bruk av sekvensielle batch reaktorer for både nitrifisering og denitrifisering i avløpsvannsbehandling har sett betydelig utvikling. En

grenseverdi på 10 mg/liter har blitt etablert på grunn av den betydelige miljøpåvirkningen som kan oppstå hvis dette nivået overskride (Zhu et al., 2008).

I denne analysen benyttet vi tre forskjellige testsett, hver identifisert med spesifikke koder og designet for å detektere KOF-nivåer innenfor bestemte områder. Testsettene som ble brukt var LCK 138, designet for et lavere område på 1 til 16 mg/L TN_b; LCK 238, i stand til å måle nitrogenkonsentrasjoner fra 5 til 40 mg/L TN_b; og LCK 338, egnet for å detektere høyere konsentrasjoner som varierer fra 20 til 100 mg/L TN_b. Vårt mål var å fastslå hvilket område som ga de mest nøyaktige og relevante resultatene for våre avløpsvannsprøver.

3.5.1 Laboratorieutstyr

- LCK 138, LCK 238 og LCK 338 Totalt Nitrogen sett.
- Hach Lange LT 200 reaktor med 20 mm brønner.
- DR 1900 spektrofotometer.
- Pipett, justerbart volum, 1,0-5,0 mL.
- Pipett, justerbart volum, 0,2-1,0 mL.
- Pipettspisser.
- Reagensrørstativ.

3.5.2 Fremgangsmåte for metoden

- Sett reaktorens kraft til på. Still temperaturen til 120°C.
- Tilsett 0,2 mL av prøven, 2,3 mL av løsning A og 1 tablett Reagens B raskt etter hverandre i et tørt 20 mm reaksjonsrør. Lukk reaksjonsrøret umiddelbart. Ikke vend det.
- Sett reaksjonsrøret i den forvarmede reaktoren. Lukk lokket.
- Hold reaksjonsrørene i reaktoren i 30 minutter ved 120°C.
- Når tiden er ute, fjern reaksjonsrørene. La temperaturen på rørene synke til romtemperatur. (For bedre tidsstyring, kjølte vi rørene ned til romtemperatur).
- vend reaksjonsrøret 2-3 ganger.
- Bruk en pipett for å tilsette 0,5 mL av det fordøyde prøven fra 20 mm reaksjonsrøret i et prøveglass.
- Bruk en pipett for å tilsette 0,2 mL av Løsning D i prøveglasset.
- Stram raskt korken på glasset og vend til blandingen er helt blandet.
- Start reaksjonstiden på 15 minutter.

- Når tiden er ute, rengjør glasset.
- Velg program 828 på DR 1900 spektrofotometeret.
- Sett glasset i celleholderen i spektrofotometeret og trykk på les.
- Registrer resultatene.

3.6 Kjemisk oksygenforbruk (KOF)

Kjemisk oksygenforbruk (KOF) testen er et essensielt verktøy for kontinuerlig overvåking og styring av vannbehandlingsprosesser (Boyles, 1997). Den er fundamentalt viktig for å forstå omfanget av vannforurensning, et betydelig miljøproblem globalt (Ma, 2017). Testen kvantifiserer mengden oksygen som kreves for å oksidere organisk materiale i en vannprøve, noe som gir viktige data for miljøforvaltning (Boyles, 1997).

Denne testmetoden bruker et sterkt kjemisk oksidasjonsmiddel i et surt miljø, og bruker varme til å omdanne organisk karbon til karbondioksid og vann. Den måler også forbruket av oksidasjonsmiddelet, noe som muliggjør presis analyse av vannkvaliteten (Boyles, 1997). KOF anses å være en mer praktisk parameter enn biologisk oksygenforbruk (BOF) fordi den tilbyr bedre muligheter for korrelasjon mellom substrat, biomasse og oppløst oksygen, basert på elektron-ekvivalens (Orhon & Çokgör, 1997).

KOF-testing har flere fordeler sammenlignet med BOF, inkludert raskere og enklere prosedyrer, mer konsistente resultater, og dens hyppige bruk som en nøkkelindikator for vannkvalitet i behandlingsanlegg for avløpsvann (Ma, 2017). I tillegg kan KOF-testing brukes til å anslå BOF-nivåer gjennom empirisk etablerte forhold, noe som forbedrer dens nytte i vurderingen av miljøforurensning (Boyles, 1997).

I denne analysen benyttet vi tre forskjellige testsett, hver identifisert med spesifikke koder og designet for å detektere fosfornivåer innenfor bestemte områder. Testsettene som ble brukt var LCK 414, i stand til å måle nitrogenkonsentrasjoner fra 5.0 til 60.0 mg/L O₂, LCK 514, for å detektere høyere konsentrasjoner som varierer fra 100.0 til 2000.0 mg/L O₂ og LCK 614, i stand til å måle nitrogenkonsentrasjoner fra 50.0 til 300.0 mg/L O₂. Vårt mål var å fastslå hvilket område som ga de mest nøyaktige og relevante resultatene for våre avløpsvannsprøver.

3.6.1 Laboratorieutstyr

- LCK 414, LCK 514 og LCK 614 KOF-kit.
- Hach Lange LT 200 reaktor.
- DR 1900 spektrofotometer.
- Pipette.
- Pipettespisser.
- Rekylstativ.

3.6.2 Fremgangsmåte for metoden

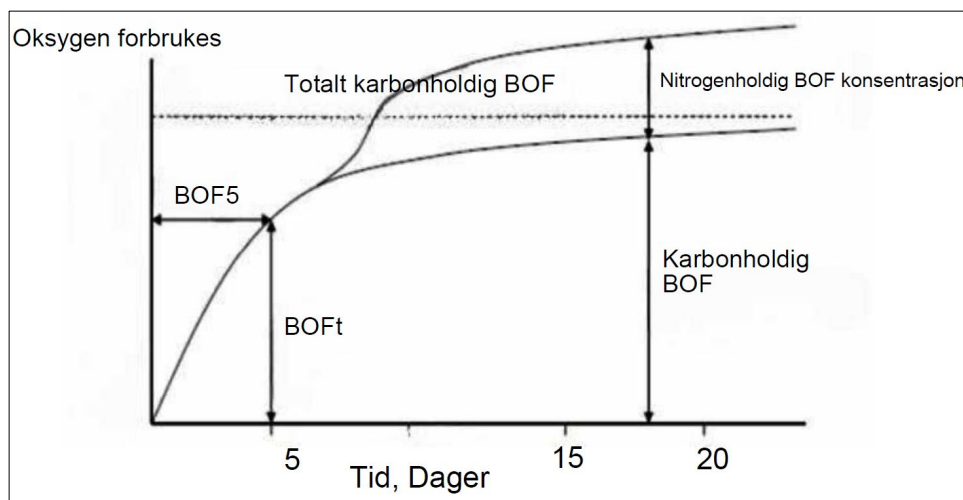
- Vend kyvetten noen ganger for å resuspendere sedimentet.
- Pipetter forsiktig 2,0 mL av prøven.
- Lukk kyvetten, rengjør grundig utsiden av kyvetten.
- Vend kyvetten. Plasser kyvetten i standardprogrammet HT i 15 minutter.
- Etter oppvarming i 15 minutter, vend kyvetten to ganger.
- Avkjøl kyvetten til romtemperatur.
- Rengjør grundig utsiden av kyvetten og evaluer. Sørg for at sedimentet er fullstendig avsatt før evalueringen utføres.
- Sett kyvetten inn i celleholderen i spektrofotometeret, gå til LCK/TNT plus-metodene, velg testen og trykk les.
- Registrer resultatene.

3.7 Biologisk oksygenforbruk (BOF)

Biologisk oksygenforbruk (BOF) er et avgjørende mål for å vurdere organisk forurensning i vannmiljøer. Denne måleenheten kvantifiserer reduksjonen i oksygen forbruket av mikroorganismer mens de bryter ned organisk materiale under aerobe forhold (Moretto & Kalcher, 2014). Vanlige kilder til BOF inkluderer lett nedbrytbart organisk karbon (C) og ammoniakk (NH₃), funnet i husholdnings- og industrielt avløpsvann, dyreavfall og forråtnende planter. Høye nivåer av BOD i vannforekomster kan føre til betydelige problemer som alvorlige reduksjoner i oppløst oksygen og masse dødsfall av vannlevende liv, noe som indikerer høye nivåer av forurensning (Penn, Pauer, & Mihelcic, 2009).

En standard metode for å måle BOF5 (biologisk oksygenforbruk) er godkjent av American Public Health Association (APHA) standard (Moretto & Kalcher, 2014). Denne testen måler oksygenet forbruket av mikroorganismer over fem dager under kontrollerte forhold. Selv om denne perioden ikke tillater fullstendig oksidasjon av alle stoffer, gir den tilstrekkelig tid for mikroorganismer til å tilpasse seg og oppnå betydelig oksidasjon, vanligvis mellom 40 % og 80 %. Varigheten ble valgt basert på historiske studier i England som viste at ingen elv tar mer enn fem dager for å nå havet, derfor den utbredte adopsjonen av 5 dagers tidsrammen (Penn et al., 2009). Denne metoden har imidlertid ulemper, inkludert varigheten, kostnaden og behovet for kvalifisert personell, noe som gjør den uegnet for situasjoner som krever rask vurdering, som miljøovervåkning eller prosesskontroll (Moretto & Kalcher, 2014).

Det medfølgende diagrammet illustrerer (Figur 23) progresjonen av BOF over tid. BOF nivået øker etter hvert som mer oksygen forbrukes, og stabiliserer seg til slutt på et platå. På den annen side demonstrerer den inverse BOF-kurven nedgangen i konsentrasjonen av nedbrytbare stoffer over tid, som nærmer seg null. Dette inverse forholdet viser visuelt hvordan konsentrasjonen av organiske forurensninger avtar, og gir en klar fremstilling av renselsesprosessen (Penn et al., 2009).



Figur 23: BOF-Kurvet (Oke, Lukman, Amoko, & Fehintola, 2018)

Hvor:

- BOF_t = BOF på et hvilket som helst tidspunkt t , målt i mg/L.
- BOF_5 = Biokjemiske oksygenbehovet over 5 dager, målt i mg/L.

- k = en konstant som angir reaksjonshastigheten for BOF.
- t = tid, målt i dager.

3.7.1 Laboratorieutstyr

Graduert overløpsflaske (250 mL). Vi forventer at det vil være mye oksygen siden prøven er avløpsvann, derfor brukes en mindre overløpsflaske.

Graduert måleflaske (510 mL).

Magnetisk omrører.

Nitrifikasjonsinhibitor.

Gummimansjett.

Natriumhydroksid pellets.

3.7.2 Fremgangsmåte for metoden

- Fyll den 250 mL graduerte overløpsflasken helt med avløpsvannprøven.
- Hell prøven fra overløpsflasken over i måleflasken.
- Plasser en magnetisk omrører i måleflasken.
- Tilsett 7 dråper nitrifikasjonsinhibitor.
- Plasser gummimansjetten i flasken for å forsegle den.
- Legg 2 pellets av natriumhydroksid inn i gummimansjetten i flasken.
- Plasser OxiTop Control målehodet på flasken for detaljert observasjon av oksygenbrytningskurven.
- Plasser flasken på omrøringsplattformen i termostatboksen.
- Sørg for at termostatboksen er innstilt på 20°C.
- Ta en innledende avlesning av måleflasken ved å bruke OxiTop OC 100-enheten mot OxiTop Control målehodet.
- Registrer den innledende avlesningen.
- La måleflasken stå i termostatboksen i 5 dager.
- Etter 5 dager, ta den endelige avlesningen på samme måte som i trinn 10.
- Registrer den endelige avlesningen.

3.8 Totalt Suspendert Stoff (TSS)

Total suspendert stoff (TSS) representerer partikkelmaterialet som er igjen etter at vann har passert gjennom et forhåndsklassifisert filter og deretter tørket. Denne målemetoden gir tørrvekten av suspendert stoff. Vannkvalitetsekspertene etablerer ofte stedsspesifikke forhold mellom TSS-målinger og standard turbiditetsmålinger for å forbedre effektiviteten i måleprosessen (Center, 2021).

Høye nivåer av suspendert stoff (TSS) anses som skadelig. TSS brukes for å måle vannkvalitet i forskjellige typer vann, fra sjøvann til avløpsvann (Center, 2021). Det er viktig å følge prøvetakingsstandarder fordi faktorer som vannstrømningshastighet, prøvetakingshastighet, plassering av prøvetakingsrøret og retningen på prøvetakingspunktet i forhold til vannstrømningsretningen kan påvirke den totale konsentrasjonen av suspendert stoff (Larrarte & Pons, 2011).

3.8.1 Laboratorieutstyr

- Et filter med 47 mm diameter og 1,2-mikron.
- Vakuumpumpe.
- Glassintert filterenhet.
- En vakuumsflaske.

3.8.2 Fremgangsmåte for metoden

- Mål filteret før bruk.
- Lag en 50 ml prøve av ønsket vannkilde.
- Plasser filteret i glassintert filterenhet.
- Koble vakuumpumpen til vakuumsflasken.
- Slå på vakuumpumpen samtidig som du begynner å helle 50 ml vannprøve på filteret.
- La vakuumpumpen gå til det ikke er mer synlig vann i filterenheten.
- Tørk det våte filteret i en varmlufts tørker ved 98°C (105°C-120°C er standarden) i 24 timer.
- Veie det tørkede filteret etter 24 timer.
- Vi anvender også denne metoden for å beregne Totalt Suspendert Stoff (Module, 1999).
- $TSS \text{ (mg/L)} = (\text{Final vekt (g)} - \text{Initial vekt (g)}) / \text{Prøvevolum (L)} \times 1000$

3.9 Turbiditet

Turbiditet vurderer den relative klarheten til en væske, spesifikt ved å undersøke hvordan lys reflekteres fra partikler suspendert i vann. (Mullins et al., 2018). Disse partiklene, inkludert fine sedimenter og organisk og mineralsk materiale, kan huse og nære patogener, noe som potensielt kan forstyrre balansen i akvatiske økosystemer. (Gaya et al., 2017) og (Kitchener, Wainwright, & Parsons, 2017). Without proper removal, turbidity may lead to regional outbreaks of waterborne diseases (Gaya et al., 2017).

Measurements of turbidity in wastewater effluent on-site are uncommon, with current methods predominantly relying on submerged sensors. These sensors necessitate frequent maintenance, including cleaning and calibration, to address fouling from suspended particles in the fluid (Mullins et al., 2018).

3.9.1 Laboratorieutstyr

Våre målinger av NTU i prøvene ble utført ved bruk av et turbidimeter. NTU, som står for Nefelometris Turbiditetsenhet, fungerer som måleenheten for å vurdere væskens grumsete, noe som indikerer tilstedeværelsen av suspenderte partikler i vannet.

3.9.2 Fremgangsmåte for metoden

- Kalibrer turbidimeteret ved hjelp av standard turbiditetsløsning.
- Fyll fire forskjellige kyvetter med hver av prøvene.
- Rengjør utsiden av kyvettene.
- Rist prøven rett før den plasseres i måleren.
- Foreta målingen.

3.10 pH

pH-verdien til en løsning bestemmes ved å ta den negative logaritmen med grunntall ti av aktiviteten til hydrogenionet:

$$\text{pH} = -\log (\text{H}^+)$$

I løsninger med lav konsentrasjon reflekterer aktiviteten til hydrogenionet tett deres konsentrasjon. Vannets pH fungerer som en indikator for dets syre-base-balanse og er ofte bestemt av likevekts systemet mellom karbondioksid, bikarbonat og karbonat i de fleste naturlige vannforekomster. En økning i karbondioksidnivået senker typisk pH-verdien, mens en reduksjon i karbondioksid fører til en økning i pH. I tillegg spiller temperaturen en rolle i å endre disse likevektene og pH-verdien. For eksempel, i rent vann, kan en temperaturøkning på 25°C føre til et fall i pH på omtrent 0.45. Tilstedeværelsen av buffere som bikarbonat, karbonat og hydroksylioner kan imidlertid endre effekten av temperaturforandringer. Generelt varierer vannets pH mellom 6 og 8 (Organization, 2007).

pH-verdien er avgjørende for å bestemme vannets korrosivitet, men dens forhold til andre faktorer er komplekst. Naturlige vann inneholder gasser, kolloider og et utvalg av elektrolytter og ikke-elektrolytter. Samlet påvirker disse komponentene, sammen med pH, graden av korrosjon i et system. Vanligvis er lavere pH-verdier assosiert med høyere korrosjonspotensial (Organization, 2007).

3.10.1 Laboratorieutstyr

- Sension + pH3 laboratoriet pH-meter med integrert magnetrører.

3.10.2 Fremgangsmåte for metoden

Først, sørg for at proben er nedsenket i KCl (Kaliumklorid) før du starter eksperimentet. Dette vil garantere en nøytral grunnlinje og gi et solid grunnlag for gjennomføringen av eksperimentet. Proben oppbevares i en KCl-løsning for å unngå forringelse og for å opprettholde nøyaktigheten i dens respons når den brukes (Institutt for Biomedisinsk Vitenskap, 2013).

Juster pH-måleren ved hjelp av løsninger med etablerte pH-nivåer. Bruk konsentrasjonsformelen for å beregne nødvendige mengder HCl (5N) og NaOH (5N), blandet med destillert vann, for å forberede løsninger på 50 ml.

Etter kalibreringen, fortsett med å bestemme pH-verdiene for ulike typer vann, inkludert sjøvann, elvevann, grunnvann og avløpsvann. Det er viktig å skylle proben med destillert vann etter testing av hver prøve for å forhindre krysskontaminering.

3.11 Escherichia coli

Escherichia coli (*E. coli*) er en bakterie som ofte finnes i tarmen til mennesker og dyr. Den brukes som en biologisk indikator for å vurdere kvaliteten på vann og avløpsvann. *E. coli* kan komme inn i vann via avføring, noe som fører til spredning av mikrobiologiske forurensninger og setter folkehelsen i fare (Vergine, Salerno, Barca, Berardi, & Pollice, 2016).

Tidligere var den mest brukte metoden for å telle *E. coli* i vann basert på flere-rørs fermenteringsteknikk. Denne ble imidlertid etter hvert erstattet av membranfiltreringsmetoden. Membranfiltrering gir høyere nøyaktighet og er mer effektiv med tanke på kostnader og tid. Til tross for fordelene, har membranfiltrering også ulemper. Filtrene kan bli tilstoppede av prøver med høy turbiditet og lave nivåer av *E. coli*. Dette kan forlenge filtreringstiden og føre til underestimering av *E. coli*-nivåer, siden metoden kun identifiserer dyrkbare bakterier. I tillegg kan den også gi kolonier som ligner på *E. coli*, noe som fører til falske positive resultater og behov for bekreftelsestester (Vergine et al., 2016).

I motsetning til flere-rørs fermentering og membranfiltrering, som dyrker alle aerobe bakterier og undertrykker uønskede bakterier med inhibitorer, er enzymsubstrattesten spesifikt rettet mot koliforme bakterier. En av de mest brukte testene for enzymsubstrater er Colilert®-18 fra IDEXX Laboratories (Vergine et al., 2016). Dette verktøyet er designet for å påvise tilstedeværelsen av totalkoliforme bakterier (total coliforms) og *E. coli* i vannprøver ved hjelp av et testmedium som inneholder to nøkkelstoffer: MUG (4-metyl-umbelliferyl- β -D-glukuronid) og ONPG (orto-nitrofenyl- β -D-galaktopyranosid) (Pisciotta, Rath, Stanek, Flanery, & Harwood, 2002).

ONPG fungerer som en laktoseerstatning. Når den brytes ned av enzymet β -D-galaktosidas, som finnes i nesten alle koliforme bakterier, produseres en gul farge (Pisciotta et al., 2002).

Dette indikerer tilstedeværelse av totalkoliforme bakterier. MUG er et substrat for β -D-glukuronidase, et enzym som vanligvis finnes i *E. coli* og sjeldnere i andre bakterier. Tilstedeværelsen av *E. coli* bekreftes når prøvene fluorescerer under UV-lys sammen med den

gule reaksjonen fra ONPG, noe som signaliserer aktivitet av begge enzymene (Pisciotta et al., 2002). Quantitray-enheten brukes for kvantitativ bestemmelse av bakterier og hjelper med å estimere antall bakterier ved hjelp av en metode kjent som Most Probable Number (MPN) (Pisciotta et al., 2002).

Utfordringer og begrensninger:

- Enkelte *E. coli*-prosedyrer i miljøer som ikke produserer β -D-glukuronidase kan føre til falske negative resultater (Pisciotta et al., 2002).
- Andre bakterier som *Pseudomonas* spp., *Aeromonas* spp. og noen stammer av *Salmonella*, *Shigella* og *Flavobacterium* kan bryte ned MUG og forekomme i laktosefermenterende kulturer, noe som fører til falske positive resultater (Pisciotta et al., 2002).
- Til tross for disse utfordringene er Colilert®-18 fortsatt mye brukt for overvåking av mikrobiologiske forurensninger, spesielt i kaldere vann (Pisciotta et al., 2002).

3.11.1 Laboratorieutstyr

Denne metoden innebærer fortytning av prøver for å lette testingen av totale koliforme og *Escherichia coli*. Vi forberedte avløpsvannsprøver fortynnet i forholdene 1/100, 1/1000, 1/10000, 1/100000 og 1/1000000 med destillert vann. Årsaken til fortytningen er å oppnå lesbare resultater, ettersom ufortynnede prøver vanligvis inneholder svært høye konsentrasjoner av totale koliforme og *Escherichia coli*, noe som kompliserer prosessen med å få klare avlesninger.

3.11.2 Fremgangsmåte for metoden

Tilsett innholdet av én pakke i en 100 mL vannprøve ved romtemperatur i en steril beholder.

Forsegl beholderen og rist den til innholdet er fullstendig oppløst. Overfør blandingen av prøve og reagens til en Quanti-Tray* eller Quanti-Tray*/2000, og forsegl den med en IDEXX Quanti-Tray* Sealer. Pass på å fjerne så mange luftbobler som mulig siden de kan føre til unøyaktigheter i resultatene.

Vend det forseglede brettet og plasser det i en inkubator satt til $35 \pm 0,5^\circ\text{C}$ i 18 timer (det er ikke nødvendig å forvarme til 35°C).

Etter inkubasjonen, tell antall brønner som viser positive reaksjoner og konsulter MST (Mest Sannsynlige Tall)-tabellen som følger med brettene for å bestemme konsentrasjonen. For totale koliforme: en fargeløs brønn indikerer ingen tilstedeværelse, og en gul brønn indikerer tilstedeværelse. For *Escherichia coli*: en fargeløs brønn betyr at ingen er til stede, mens en fluorescerende brønn signaliserer deres tilstedeværelse.

4 Resultater

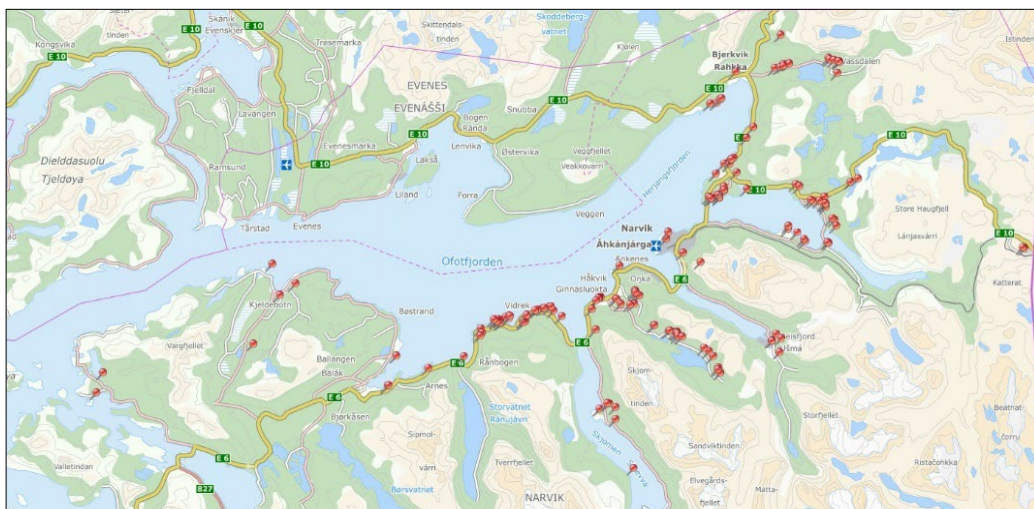
De foregående kapitlene ga en oversikt over anleggene som brukes i avløpsbehandling og laboratoriet og felttestmetoder. Hovedformålet med denne gjennomgangen og dataanalysen,

som bruker både felt- og laboratedata, er å vurdere effektiviteten til minirenseanlegg i fjerning av forurensninger fra avløpsvann og bestemme deres potensielle innvirkning på folkehelsen.

Dette kapittelet er organisert i tre hoveddeler, i samsvar med forskningens primære mål. Den første delen gir en grunnleggende beskrivelse og stedsanalyse av de besøkte renseanleggene. Den andre delen evaluerer intensiteten av forurensninger fra disse minirenseanleggene og sammenligner laboratorie- og felldata mot forskriften av avløpsvann i spredt bebyggelse og leverandør påstander. Den tredje delen skisserer nødvendige tiltak og løsninger for å redusere forurensning fra disse anleggene.

4.1 Utslipp fra Narviks kommune minirenseanlegg langs Ofotfjorden

Som vist i figuren (24), ligger nesten alle av Narviks kommunale minirenseanlegg langs Ofotfjorden. Det rensede avløpsvannet (effluent) fra disse anleggene slippes ut i grunnen og renner deretter videre mot den endelige mottakeren, som er Ofotfjorden.



Figur 24: Kart over Narvik kommune som viser behandlingssystemer. De røde punktene på kartet representerer hvert enkelt anlegg. (Er tatt av WebGIS til Narvik kommune).

4.2 Geografiske forhold ved de besøkte mini rensesanleggene

Minirensesanlegg på disse stedene leder behandlet avløpsvann (effluent) direkte inn i bakken. Denne infiltrasjonsprosessen er avhengig av jordens evne til å filtrere og absorbere forurensninger. Effektiviteten av denne tilnærmingen kan imidlertid påvirkes av terrengkarakteristikker.

Som illustrert i figur 22 har områdene A, B og D en mild skråning, mens område C er nesten flatt. I tillegg er omtrent 70 % av det omkringliggende landet steinete. Disse faktorene kan hindre infiltrasjonsprosessen og potensielt føre til ufullstendig fjerning av forurensninger.

Derfor er det avgjørende å sikre optimal ytelse fra disse minirensesanleggene for å forhindre miljøproblemer i Narvik. Ineffektiv behandling kan resultere i:

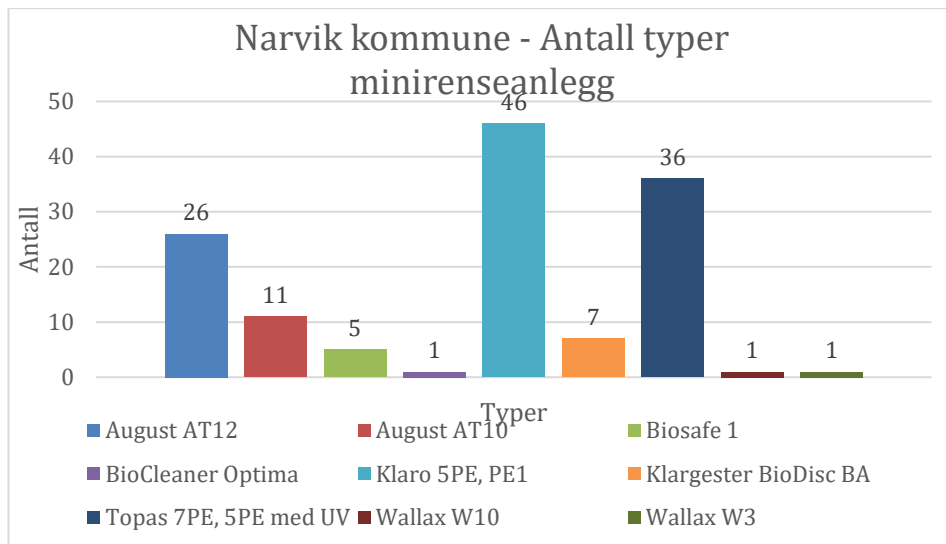
Forurensning av grunnvann: Delvis behandlet avløpsvann kan inneholde forurensninger som kan sive inn i bakken og potensielt nå nærliggende vannkilder, inkludert Ofotfjorden.

Fekal forurensning: Ubehandlede patogener og bakterier utgjør helsefarer hvis de forurenser jord eller vannkilder i Narvik kommune.

Eutrofiering av Ofotfjorden: Overflødig næringsstoffer i utilstrekkelig behandlet avløpsvann kan stimulere overdreven algevekst i Ofotfjorden. Dette forstyrrer økosystemet, reduserer oksygenivåene og skader det akvatiske livet.

4.3 Antall og typer minirensesanlegg i Narvik kommune

Diagrammet nedenfor (Figur 25) illustrerer antallet og typene minirensesanlegg i Narvik kommune. Den mest utbredte typen er KLARO-minirensesanlegg, med 46 enheter. De minst vanlige typene er Biocleaner Optima, Walla W10 og Walla W3, hver med kun en enhet. For denne studien valgte vi Topas Plus minirensesanlegg, totalt 36 enheter, beregnet for 5 Pe og 7 Pe.



Figur 25: Diagrammen som forklarer ulike kategorier for minirenseanlegg i Narvik område (Hentet fra Narvik Vann).

4.4 Utslipp av forurensning til resipient

Forurenset avløpsvann fra miniraffinerier, slamavskillere, samt husholdninger og hytter med direkte kloakkutslipp, blir ledet til fire hovedmottakere: Ofotfjorden, Storvatnet, Grunnvatnet, Gautelisvatnet og grunnvann (Figur 26).

Data om årlige utslipp av TP og TN fra minirenseanlegg, slamavskillere osv, er ikke tilgjengelig i Narvik kommune. Likevel kan man lage et overslag på potensiell belastning basert på eksisterende informasjon.

Det er omtrent 2100 minirenseanlegg i Narvik-regionen. Ifølge Norsk Vann produserer hver person i snitt 1.8 g/d fosfor og 13 g/d nitrogen (Johannessen, Rusten, Ødegaard, Bjørn, & Paulsrud, 2020) og (Mulder, 2003). Med en gjennomsnittlig husholdningsstørrelse på 2,11 personer i Nord-Norge kan man beregne en grov årlig belastning av fosfor og nitrogen på disse anleggene (SSB, 2023a).

Det er viktig å huske at dette er et overslag, og at det faktiske utslippet kan variere avhengig av faktorer som renseanleggenes individuelle effektivitet, variasjon i fosforproduksjon per person og faktisk bileggelse i husholdningene.

Total fosfor: $2.11 \times 1.8 \times 365 \times 2100 / 1000 = 2911.167 \text{ kg/år}$

Totalt nitrogen: $2.11 \times 12 \times 365 \times 2100 / 1000 = 19407.78 \text{ kg/år}$



Figur 26: Hoved resipientene til forurensning i Narvik område (Har tatt skjermbilde av Gemini Portal i Narvik Vann)

4.5 Forskrift om utslipp av avløpsvann fra spredt bebyggelse i Narvik kommune

Forskrifter for utslipp av avløpsvann fra spredt bebyggelse utarbeides og reguleres av hver kommune basert på deres følsomhet overfor forurensning fra kloakk. Narvik kommune følger de nasjonale forskriftene i avsnitt 12.8 for utslipp av avløpsvann fra spredt bebyggelse. Med tanke på de geografiske forholdene og følsomheten for forurensning krever kommunen minst 60% reduksjon i fosfor og 70% reduksjon i BOF5 (LOVDATA, 2007).

Dimensjonert av disse rensenanleggene er ment for maksimalt fem personer. Den teoretiske beregningen av råavløpsvann er basert på denne kapasiteten. For å evaluere den resulterende utløpskvaliteten eller effektiviteten til minirensanlegg med å fjerne TP og BOD5 bruker Narvik kommune felldata fra leverandører (PO4 og turbiditet) og to formler introdusert av COWI (ARILD EIKUM, 2020).

Beregningen av disse to parameterne utføres som følger:

Innløp:

- $BOF_5 = 60 \text{ g O/pe d eller } 300\text{g for } 5\text{Pe}$
- $Tot-P = 1.8 \text{ g/pe d eller } 10 \text{ mg/l}$

Utløp:

- $BOF = 0.4418 \times \text{Turbiditet} + 3.68$
- $Tot-P = (0.067 \times \text{Turbiditet}) + (0.32 \times PO_4)$

4.6 Virkningsgrad for fjerning av forurensning i utvalgte miniavløpsrensaneanlegg basert på laboratorie- og felldata

Basert på felt og laboratoriedata som inkluderer prøvetaking tre ganger til forskjellige tidspunkt for hvert valgte minirensaneanlegg, identifisering av det optimale området i laboratoriet og deretter gjennomsnitt av disse dataene, kan effektiviteten til disse minirensaneanleggene for fjerning av forurensninger analyseres.

Denne analysen vil avgjøre om resultatene er i samsvar med forurensningsfjerningsforskriftene for utslipp av avløpsvann fra spredt bebyggelse i Narvik kommune. I tillegg kan vi evaluere den generelle behandlingsskapasiteten til disse anleggene og verifisere leverandørs påstander om effektiviteten i å fjerne forurensninger fra menneskelig aktivitet. Ved å sammenligne laboratoriedata med felldata kan vi observere standardavviket og analysere eventuelle korrelasjoner mellom parameterne.

4.6.1 Fosfor

Ved vurdering av våre utvalgte minirensaneanlegg, Topas Plus (kjemisk-biologisk) behandlingsanlegg og i samsvar med forurensningsfjerningsforskriftene for fosforutslipp i Narvik-regionen som krever minst 60% fjerningsgrad, er det viktig å merke seg at leverandøren hevder at disse anleggene kan benyttes på utslippssteder hvor det er krav om minimum 90 % reduksjon av fosfor.(LOVDATA, 2007) og (Skogstad, 2017).

Basert på dimensjon spesifikasjonene til disse anleggene, som er beregnet for maksimalt fem brukere, estimerer vi fosforkonsentrasjonen per person til å være 1.8 mg/l d. For en husholdning på fem personer tilsvarer dette omtrent 10 mg/l fosfor per døgn.

For å evaluere ytelsen til disse anleggene, samlet vi laboratoriedata over tre forskjellige prøvetakingstidspunkter. Gjennomsnittresultatene fra disse prøvetakingene er plottet i grafen nedenfor, som illustrerer fosforfjerningsgraden til anleggene.

For å finne TP i felt også bruker vi feltdata for turbiditet og PO₄. Disse dataene setter vi inn i COWI-formelen for å beregne totalfosfor i felt (ARILD EIKUM, 2020).

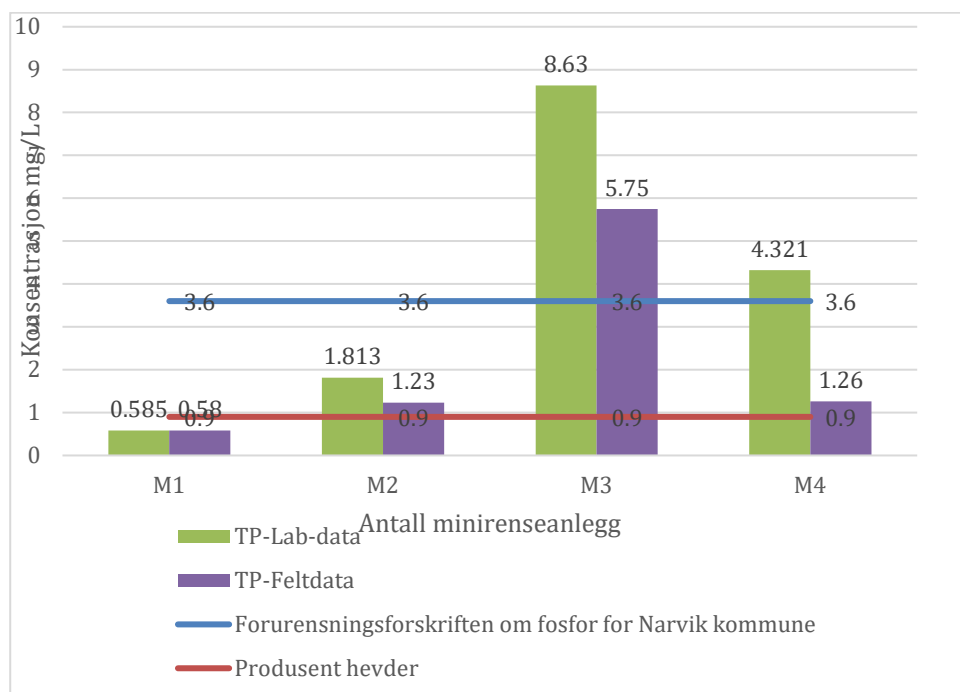
$$\text{Tot-P} = (0.067 \times \text{Turbiditet}) + (0.32 \times \text{PO}_4)$$

Først minirensesanlegg: $(0.067 \times 6.41) + (0.32 \times 0.47) = 0.58 \text{ mg/L}$

andre minirensesanlegg: $(0.067 \times 7.06) + (0.32 \times 2.38) = 1.23 \text{ mg/L}$

Tredje minirensesanlegg: $(0.067 \times 83.1) + (0.32 \times 0.58) = 5.75 \text{ mg/L}$

Fjerde minirensesanlegg: $(0.067 \times 6.98) + (0.32 \times 2.50) = 1.26 \text{ mg/L}$



Figur 27: Sammenligning av laboratoriedata og feltdata med leverandør påstand og lokale forskrift

4.6.2 Biologisk Oksygenforbruk (BOF)

Som tidligere nevnt, forholder Narvik kommune seg til to sentrale parametere i forskriftene for opprydding av forurensning fra spredte bygninger. Et annet avgjørende parameter for kommunen er BOF5, som krever en minimumsrensgrad på 70%, som nevnt i LOVDATA, kapittel 12 (LOVDATA, 2007). Leverandørene av disse minirensanleggene hevder at deres minirensanleggene oppnår en reduksjon av BOF5 på 99.4 %, og anbefaler derfor anleggene for svært sensitive områder der det kreves minst 90 % reduksjon i BOF5 (Skogstad, 2017).

Ettersom leverandørs forventninger til disse minirensanleggene for fjerning av BOF5 er 90%, eller 23 mg/L (Hensel & Yri, 2008) og siden Narvik kommune på grunn av geografisk plassering, tillater utslipp på opptil 70% reduksjon, kan den maksimale konsentrasjon være 69 mg/L. Det er også verdt å merke seg, som nevnt tidligere, at disse minirensanleggene er beregnet for maks 5Pe og siden hver person produserer 60 g/d BOF5, er den maksimale belastningen 300 g/d. For å evaluere ytelsen til disse minirensanleggene for å redusere BOF5, brukes to typer data:

Laboratoriedata: Dette er gjennomsnittet av tre prøvetakinger for hvert anlegg og prøve i laboratoriet. Felldata: Dette er også gjennomsnittet av tre prøvetakinger utført på stedet, inkludert turbiditetsmålinger. Disse målingene legges deretter inn i formelen gitt av COWI (EIKUM et al., 2020), som brukes av Narvik kommune for å beregne BOF5-verdien:

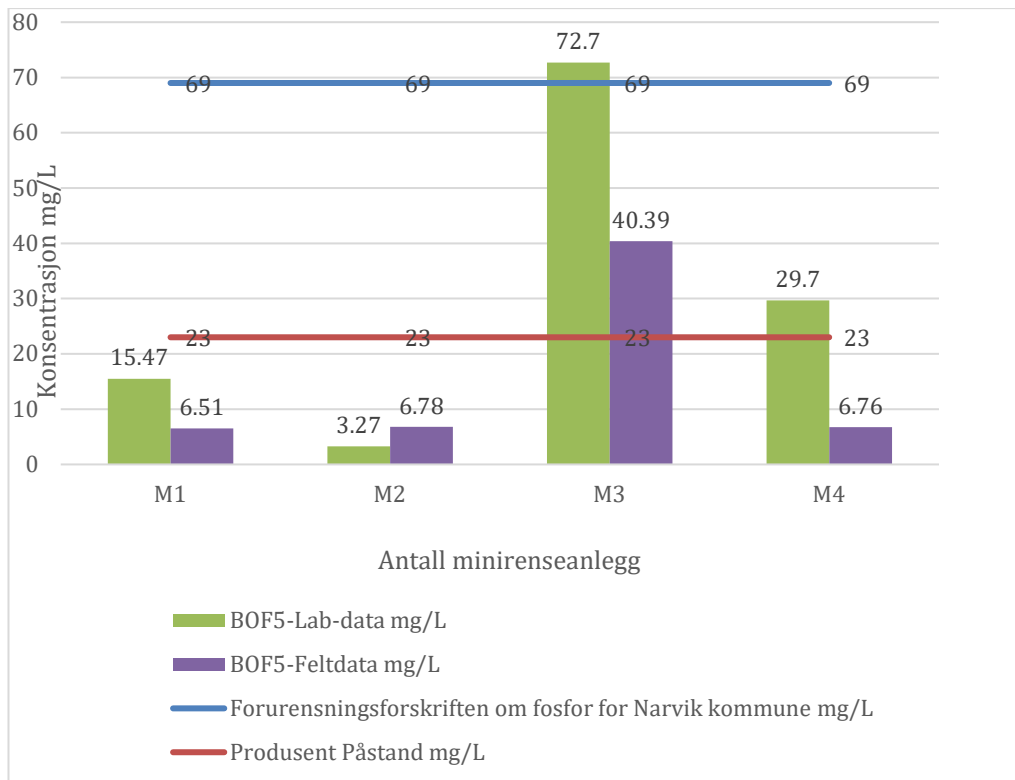
$$\text{BOF} = 0.4418 \times \text{Turbiditet} + 3.68$$

$$\text{Først minirensanlegg: } 0.4418 \times 6.41 + 3.68 = 6.51 \text{ g/d}$$

$$\text{Andre minirensanlegg: } 0.4418 \times 7.06 + 3.68 = 6.78 \text{ g/d}$$

$$\text{Tredje minirensanlegg: } 0.4418 \times 83.1 + 3.68 = 40.39 \text{ g/d}$$

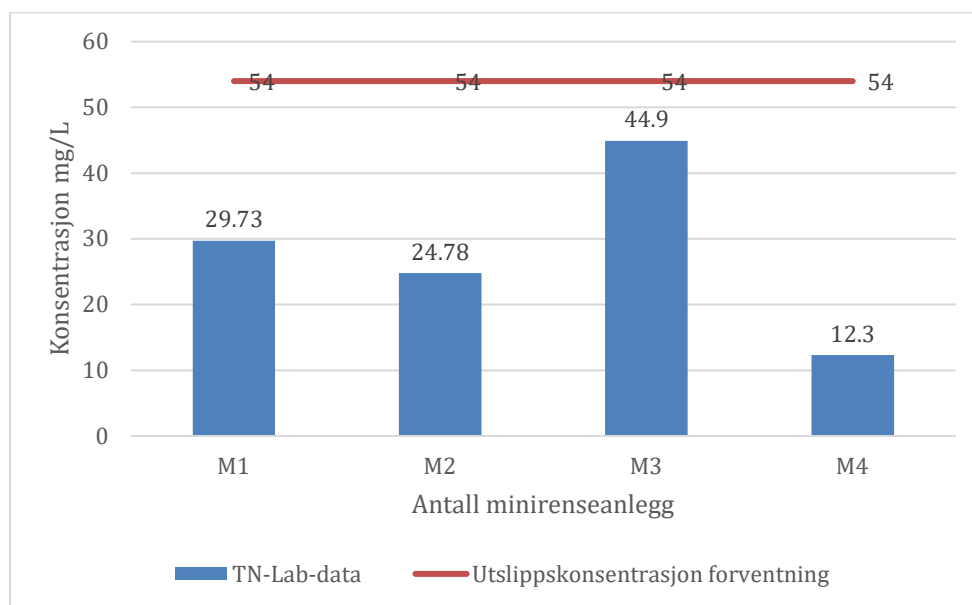
$$\text{Fjerde minirensanlegg: } 0.4418 \times 6.98 + 3.68 = 6.76 \text{ g/d}$$



Figur 28: Sammenligning av laboratoriedata og feltdata med leverandør påstand og lokale forskrift

4.6.3 Nitrogen

På grunn av manglende forskrifter for nitrogenfjerning i spredt bebyggelse i Narvik kommune var det ikke mulig å sammenligne laboratoriedata direkte med lokale krav. Derfor vurderte vi anleggs kapasitet for nitrogenfjerning basert på forventninger. Disse forventningene tar hensyn til en renseseffekt på 20%, eller en maksimal nitrogenkonsentrasjon på 54 mg/L i utløpet (Hensel & Yri, 2008). Forutsatt en gjennomsnittlig nitrogenproduksjon på 120 g/p.d og at disse anleggene er dimensjonert for en kapasitet på 5Pe så utgjør nitrogenbelastningen 600 g/d (Johannessen et al., 2020). Under nitrogenmålinger i laboratoriet på utløpet fra det tredje minirensesanlegget, var alle resultatene fra den tredje prøvetakingen utenfor akseptabelt område. For å oppnå mer nøyaktige resultater med redusert feilmargin, tok vi først gjennomsnittet av verdiene 45.35 og 17.95, som lå nærmest det akseptable området. Deretter kombinerte vi dette gjennomsnittet med resultatene fra første og andre prøvetaking, og beregnet det totale gjennomsnittet.



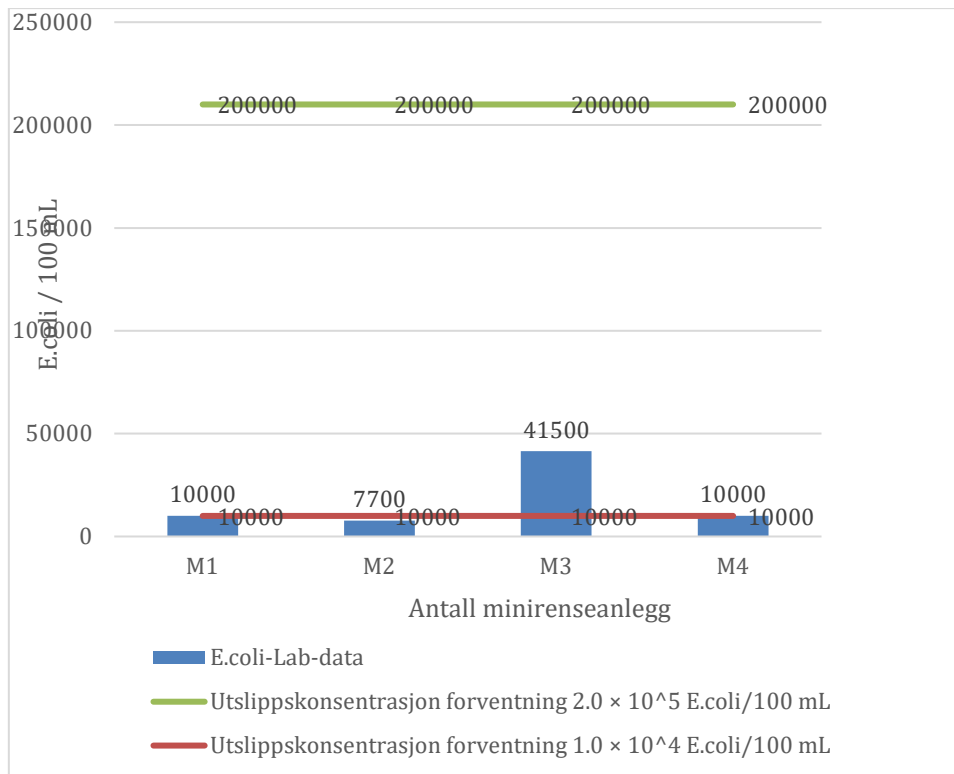
Figur 29: Sammenligning av laboratoriedata med utslippskonsentrasjon forventning.

4.6.4 E.Coli

En viktig parameter ved avløpsrensing er tilstedeværelsen av tarmbakterier. Norge mangler i dag spesifikke regler for å begrense disse bakteriene i spredt bebyggelse (ARILD EIKUM, 2020). I Narvik kommune overvåkes eller vurderes ikke effektiviteten til minirensesanlegg for fjerning av disse bakteriene.

Denne studien bruker laboratoriedata for å evaluere ytelsen til mini-biologisk-kjemiske rensesanlegg, som forventes å fjerne 99 % av bakteriene eller redusere konsentrasjonen til 10000-200000/ 100 ml i det rensede avløpsvannet(Hensel & Yri, 2008) .

På grunn av uforutsette tekniske problemer i laboratoriet, kunne ikke E. coli-testen gjennomføres under den første prøvetakingen. Derfor ble E. coli-testene utført under andre og tredje prøvetaking. Det endelige rapporterte gjennomsnittet av E. coli-forekomst er basert på de kombinerte resultatene fra disse to påfølgende testene.



Figur 30: Sammenligning av laboratoriedata med utslipps *E.coli*/100 mL forventning.

4.6.5 Laboratoriedata mot felldata

Laboratoriedata ble samlet inn ved å direkte måle vannprøver med laboratorieinstrumenter over tre forskjellige tidsperioder. For å sikre nøyaktighet, ble felldata også samlet inn ved tre separate prøvetakinger. I felten målte vi parameterne PO₄, turbiditet og pH ved hjelp av utstyr som ble levert av leverandøren på stedet.

Disse parameterne ble deretter brukt i to spesifikke formler som er introdusert av COWI og benyttet av Narvik Vann. Gjennom disse formlene kunne vi beregne verdiene for TP og BOF₅. Dette muliggjorde en nøyaktig sammenligning mellom felldata og laboratoriedata, og vi kunne beregne avviket mellom de to datasettene.

Det er viktig å merke seg at det ikke var mulig å måle pH_{utløp} i felt for alle de tre prøvetakingene ved det første minirensesanlegget.

Tabell 1: Avvik mellom Laboratoriedata mot felldata

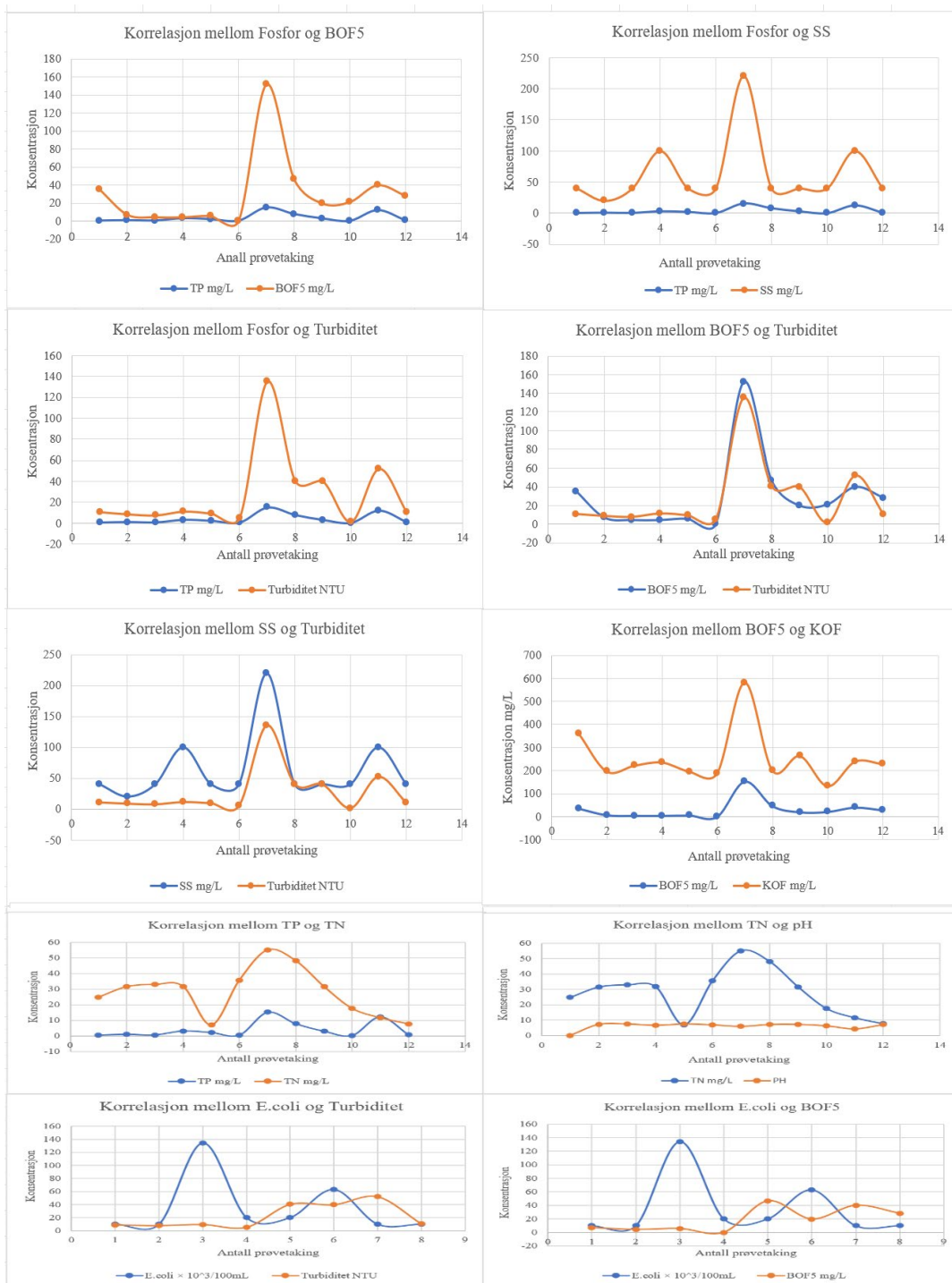
TP-laboratoriedata mot TP-Felldata			
Minirensanlegg	TP-lab-data mg/L	TP-Felldata mg/L	avvik mg/L
M1	0.585	0.58	0.005
M2	1.813	1.23	0.583
M3	8.63	5.78	2.85
M4	4.321	1.26	3.061
BOF5-laboratoriedata mot BOF5-Felldata			
Minirensanlegg	BOF5-lab-data mg/L	BOF5-Felldata mg/L	avvik mg/L
M1	15.47	6.51	8.96
M2	3.27	6.78	-3.51
M3	72.7	40.39	32.31
M4	29.7	6.78	22.92
pH-laboratoriedata mot pH-Felldata			
Minirensanlegg	pHutløp-lab-data	pHutløp-Felldata	avvik
M1	7.27	Umulig å ta	Umulig å ta
M2	7.09	7.06	0.03
M3	6.83	7.11	-0.28
M4	5.95	7.11	-1.16
Turbiditet-laboratoriedata mot Turbiditet-Felldata			
Minirensanlegg	Turbiditet-lab-data NTU	Turbiditet-Felldata NTU	avvik NTU
M1	9.03	6.41	2.62
M2	8.57	7.06	1.51
M3	71.73	83.1	-11.37
M4	21.3	6.98	14.32

Tabell 1: Avvik mellom Laboratoriedata mot felldata

4.6.6 Korrelasjon mellom parametere

På grunn av bruk av avansert og svært nøyaktig utstyr for testing av vannprøver i laboratoriet, brukte vi laboratoriedata for å illustrere korrelasjonsverdiene i grafen. Disse dataene gjør det mulig for oss å visualisere sammenhengene mellom parametere og forstå hvordan endringer i én parameter kan påvirke andre.

Det er viktig å merke seg at vi ikke brukte gjennomsnittet av dataene. I stedet plottet vi alle testprøvene på grafen for å gi en mer detaljert og nyansert oversikt over dataene.



Figur 31: Korrelasjon mellom parametere.

5 Diskusjon

Basert på analysen av laboratorie- og felldata er det tydelig at minirenseanleggene i Narvik kommune oppviser varierende grad av effektivitet i å fjerne forurensninger. Resultatene indikerer at mens noen av anleggene møter kommunens krav og samsvarer med leverandørs påstander, er det flere tilfeller der de ikke gjør det. Disse avvikene kan skyldes værforholdene i regionen eller vedlikeholdsrutinene for renseanleggene.

5.1 Påvirkning av geografiske forhold på infiltrasjonsprosessen

Geofaglige forhold og jordegenskaper i de undersøkte anleggene spiller en viktig rolle for infiltrasjon av avløpsvann fra minirenseanlegg og sluttrenseanlegg. Områdene A, B og D øker infiltrasjonstiden, men de steinete jordforholdene, som utgjør omtrent 70 %, kan føre til utilstrekkelig fjerning av forurensning og overføre store mengder forurensning til grunnvann og resipientene.

De potensielle miljø- og helsemessige konsekvensene er blant de største utfordringene og bekymringene for ineffektive renseanlegg med lav ytelse når det gjelder fjerning av forurensning. Dette fordi slike anlegg kan tilføre store mengder forurensning til grunnvann, hav og resipientene. Forurensningen kan komme inn i vannressursene på denne måten og true folkehelsen. I tillegg forårsaker ufortynnet avløpsvann med store mengder næringsstoffer eutrofiering i Ofotfjorden, Storvatnet, Grunnvatnet og Gautelisvatnet. Dette fører til overgrodde av alger som forstyrrer det marine økosystemet.

5.2 Potensielle miljømessige og helsemessige konsekvenser

En sammenligning av resultater fra felldata, laboratoriedata og leverandørpåstander med lokale forurensningsforskrift avslører et betydelig gap mellom teoretisk og faktisk ytelse. Mange leverandører hevder at anleggene deres oppnår effektivitet som overgår lokale forskrifter. Men laboratoriedata motsier ofte disse påstandene, og i noen tilfeller klarer ikke anleggene å innfri den oppgitte effektiviteten.

Det er viktig å merke seg at ytelsen til disse anleggene kan påvirkes av faktorer som dårlig installasjon, utilstrekkelig vedlikehold, regionale værforhold og potensielle menneskelige feil under testing.

5.3 Tiltak for å forbedre for å møte disse utfordringene

Laboratorie- og feltdata indikerer at enkelte minirenseanlegg ikke oppfyller forskriften for spredte bygninger. Derfor er det viktig å innføre strengere regelverk og tilsyn. For å forhindre lav effektivitet eller anleggsfeil bør det innføres krav om regelmessig vedlikehold og inspeksjoner. Videre forskning bør fokusere på å tilpasse teknologien til lokale geografiske forhold for å forbedre ytelsen til disse rensesanleggene.

5.4 Fremtidsutsikter for minirenseanlegg i Narvik kommune

Bærekraftig utvikling og kostnadseffektive løsninger er mest effektive når de implementeres i stor skala. For å sikre bærekraftige vannressurser og beskytte folkehelsen er det avgjørende med innovasjon innen renseteknologier, en bedre forståelse av lokale miljøforhold, samt økt bevissthet og engasjement i lokalsamfunnet.

5.5 Forurensning av vannforekomster fra desentraliserte rensesanlegg

Basert på tilgjengelig informasjon kan avløpsvann fra minirenseanlegg, slamavskillere, samt hus og hytter med direkte utslipp osv til de fire hoved resipientene Ofotfjorden, Storvatnet, Grunnvatnet, Gautelisvatnet og grunnvann, estimeres i henhold til paragraf 4.4 (Utslipp av forurensning til resipient). Det er rundt 2100 minirenseanlegg i Narvik-området. I gjennomsnitt produserer hver person 1,8 g/d fosfor og 12 g/d nitrogen. Med en gjennomsnittlig husholdningsstørrelse på 2,11 personer i Nord-Norge, kan den årlige fosfor og nitrogenbelastningen fra disse anleggene beregnes.

Det presiseres imidlertid at den eksakte fjerningseffektiviteten for disse forurensningene ikke kan anslås nøyaktig. Den faktiske utslippsmengden avhenger av:

Den individuelle effektiviteten til rensesanleggene.

Variasjoner i fosforproduksjon per person.

Det faktiske antallet beboere i forskjellige husholdninger.

5.6 Forskrift for utslipp av avløpsvann fra spredte bygninger i Narvik kommune

Narvik kommune følger nasjonale forskrifter som krever minst 60 % reduksjon i Tot-P og 70 % reduksjon i BOF5. Likevel indikerer laboratorie- og felldata, i tillegg til leverandørinformasjon og formler fra COWI, at flere minirenseanlegg ikke oppfyller disse kravene til reduksjon av fosfor og BOF5.

5.7 Ytelse av forurensningsfjerning i utvalgte minirenseanlegg

Ytelsen til minirenseanlegg kan analyseres ved hjelp av felt- og laboratedata samlet inn under tre prøvetakinger utført på ulike tidspunkt og temperaturer. Resultatene fra disse datasettene viser variasjon i effektiviteten for fjerning av forurensninger. Noen minirenseanlegg fungerer bedre enn andre. Denne variasjonen kan skyldes forskjeller i belastningsforhold.

De to første minirenseanleggene opplever uregelmessig belastning ettersom hyttene kun brukes i helger eller ferier. De to andre anleggene har derimot en relativt konstant avløpsbelastning.

I tillegg kan det hende at den nåværende effektiviteten for fjerning av forurensninger er lavere for disse minirenseanleggene siden de sist ble målt for ett eller to år siden. Erfaring viser at nylig oppstartede minirenseanlegg gradvis oppnår høyere effektivitet for fjerning av forurensninger over tid.

Ved å sammenligne laboratorie- og felldata kan vi analysere standardavviket og identifisere korrelasjoner mellom parametere. Denne analysen vil avsløre hvilke parametere som utgjør de største utfordringene for minirenseanleggene, og hvilke faktorer som påvirker ytelsen deres mest. Denne innsikten kan danne grunnlag for å forbedre dimensjon- og vedlikeholds metoder.

I mange tilfeller kan forståelse av korrelasjonsgraden mellom parametere gjøre det mulig å kontrollere eller redusere én parameter betydelig ved å justere en annen. Denne tilnærmingen kan være både enklere og mer kostnadseffektiv i visse situasjoner.

5.7.1 Ytelse av utvalgte minirenseanlegg i fjerning av Tot-P

For denne evalueringen kan de utvalgte Topas Plus (kjemiske-biologiske) minirenseanleggene vurderes på flere viktige områder. Et sentralt kriterium for Narvik kommune er fjerning av

minst 60 % fosfor, som fastsatt i den nasjonale forskriften for spredte bebyggelse (LOVDATA). Leverandør av Topas Plus minirensesanlegg påstår at disse anleggene kan oppnå minst 90 % fosforfjerning under optimale forhold. De anbefaler disse anleggene for områder med høy følsomhet for fosfor. Laboratorie- og feltdata gir et solid grunnlag for å evaluere om disse minirensesanleggene overholder forskriften for spredte bygninger og leverandørens påstander.

5.7.1.1 Spesifikasjoner for dimensjonering og estimert fosforkonsentrasjon

Dimensjonering spesifikasjonene for Topas Plus minirensesanlegg er beregnet for maksimalt fem brukere, med en estimert fosforkonsentrasjon på 1,8 mg/L.d . For en husholdning på 5Pe tilsvarer dette en omtrentlig fosforkonsentrasjon på 9-10 mg/L.d. Dette gir et solid grunnlag for å sammenligne minirensesanleggs ytelse med forskriftskrav og leverandørs påstander.

Laboratoriedata: Det ble tatt tre prøver fra hvert minirensesanlegg for laboratorieanalyse. Det optimale laboratorieintervallet ble bestemt, og gjennomsnittet av disse resultatene ble beregnet for å oppnå det mest nøyaktige resultatet. Laboratoriedataene er tilgjengelig i vedlegget.

5.7.1.2 Sammenligning av dataene med forskrifter og leverandør påstander

Når laboratorie-fosfor-dataene sammenlignes med felt-fosfor-dataene, blir det tydelige forskjeller. Ikke desto mindre bekrefter feltdataene generelt sett laboratoriefunnene. Begge datasettene viser tydelig variabilitet i fosforfjerningseffektiviteten til de minirensesanleggene.

Første minirensesanlegg (M1): Bemerkelsesverdig viser dette anlegget betydelig lavere fosforkonsentrasjoner i både laboratorie- og feltdata sammenlignet med den regulatoriske forpliktelsen til en reduksjon på 60% og leverandørs påstand om en reduksjon på 90%. Dette understreker den eksepsjonelle og prislønna effektiviteten til dette minirensesanlegget når det gjelder å redusere fosforkonsentrasjoner.

Andre minirensesanlegg (M2): Mens dette anlegget overholder lokale regulatoriske standarder, når det ikke opp til leverandørs påstand om en reduksjon på 90%. Det tilfredsstillter dermed lokale krav, men oppfyller ikke fullt ut produsentens spesifikasjoner.

Tredje minirensesanlegg (M3): Som indikert av både laboratorie- og feltdata, viser dette anlegget svært dårlig effektivitet i fjerning av fosfor, og klarer ikke å møte hverken regulatoriske krav

eller leverandør påstander. Dette tyder på betydelige svakheter i fosforfjerning, sannsynligvis som følge av svakheter i kjemiske eller biologiske prosesser.

Fjerde minirensesanlegg (M4): Fosforreduksjonseffektiviteten til dette anlegget ligger mellom prestasjonene til det andre og tredje minirensesanlegget. Mens det tilfredsstillende lokal forskrift, oppfyller det ikke fullt ut leverandørs påstander.

5.7.2 Ytelse og Implementering

Effektiviteten til de fleste minirensesanleggene oppnår ikke leverandør påstander. Spesielt har ikke leverandørs påstand om å oppnå en fosforfjerning på 90 % blitt konsekvent oppnådd av de fleste minirensesanleggene. Imidlertid er det tilfeller der flere minirensesanlegg lykkes med å overholde det forurensning kravet om 60 % reduksjon i fosfornivåer. Det er en mulighet for at Topas Plus anlegg fungerer effektivt under spesifikke miljøforhold. Det er avgjørende å opprettholde realistiske forventninger til ytelsen deres innenfor dette området.

5.7.3 Ytelse av utvalgte minirensesanleggene i fjerning av BOF5

Denne evalueringen av minirensesanlegg fokuserer på deres evne til å redusere BOF5-nivåer. Narvik kommune krever et minimum reduksjon på 70 % av BOF5 for å overholde forskriftene for spredt bebyggelse. Leverandør hevder at anleggene deres kan oppnå opptil 90 % reduksjon under optimale forhold.

5.7.3.1 Spesifikasjoner for dimensjonering og beregnet BOF5 mengde

Dimensjoneringen av minirensesanleggene er basert på en maksimal belastning for 5Pe, hvor hver person genererer 60 g/d BOF5, noe som gir en total maksimal belastning på 300 g/d. Dette gir grunnlaget for å sammenligne minirensesanleggs ytelse med forskriftskrav og leverandør påstander.

5.7.4 Laboratoriedata og felldata

Laboratoriedata: Tre prøver ble tatt fra hvert minirensesanlegg og analysert i laboratoriet. Resultatene ble gjennomsnittlig beregnet for å gi et nøyaktig bilde.

Feltdata: I feltet ble BOF5-verdiene målt ved hjelp av turbiditetsmålinger. Gjennomsnittet av tre prøver fra hvert anlegg ble brukt for feltdataene. BOF5-verdien ble beregnet med følgende formel fra COWI:

$$\text{BOF} = 0.4418 \times \text{Turbiditet} + 3.68$$

5.7.4.1 Sammenligning av dataene med forskrifter og leverandør påstander

Første og andre minirensesanlegg (M1 og M2): Disse to rensesanleggene reduserer betydelig mengden BOD5. Ved å se på figur 28, kan vi observere at både felt- og laboratoriedata for BOD5 viser en reduksjon på mer enn 90%. Dette betyr at de tilfredsstillende både Narvik kommunes renskrav og leverandørens påstander.

Tredje minirensesanlegg (M3): Dette anlegget har en ekstremt høy konsentrasjon av BOD5, med 72,7 mg/L i laboratoriedata og 40,39 mg/L i feltdata, som tydelig vises på figur 28. Anlegget klarer verken å oppfylle lokale renskrav eller leverandør påstand. Som figur 27 viser, er anlegget også ineffektivt i fosforfjerning. Den høye forurensningsgraden kan skyldes tekniske feil. For eksempel dimensjonertfeil eller manglende vedlikehold.

Fjerde minirensesanlegg (M4): Dette anlegget tilfredsstillende både regionale renskrav og leverandørens påstander basert på feltdata. Figur 28 viser imidlertid at laboratoriedataene indikerer en BOD5 mengde på 29,7 mg/L, som overstiger kravet på 23 mg/L. Selv om anlegget oppfylder regionale renskrav basert på feltdata, innfrir det ikke leverandørens påstander basert på laboratoriedata. Til tross for kan dette anleggets ytelse anses som akseptabelt for denne kommunen.

5.7.4.2 Ytelse og Implementering

To av minirensesanleggene klarer ikke å oppnå leverandør påstand om 90 % reduksjon av BOF5. leverandøren hevder at anleggene deres kan redusere BOF5-nivåene til 23 mg/L eller lavere, noe som tilsvarer en 90 % reduksjon fra utgangsnivået. Imidlertid viser dataene at flere anlegg ikke når dette nivået av effektivitet.

Selv om anleggene ikke oppnår denne høye reduksjonen, er det flere som likevel oppfylder kravet om en 70 % reduksjon, som tilsvarer en BOF5-verdi på 69 mg/L eller lavere. Dette betyr

at anleggene kan fungere tilfredsstillende innenfor de lokale miljøkravene, men ikke nødvendigvis til den grad leverandøren lover.

For å sikre at anleggene fortsetter å fungere effektivt og overholder forskriftene, er det avgjørende å ha realistiske forventninger til hva de kan oppnå. Det er også viktig å gjennomføre jevnlig vedlikehold og overvåking av anleggene. Regelmessig vedlikehold kan bidra til å identifisere og løse problemer tidlig, mens overvåking sikrer at anleggene opererer innenfor de fastsatte miljøkravene. Dette kan bidra til å opprettholde en høy renskapasitet og minimere risikoen for miljøforurensning.

5.7.5 Ytelse av utvalgte minirensesanlegg i fjerning av Tot-N

På grunn av manglende forskrifter for nitrogenfjerning i spredt bebyggelse i Narvik kommune, var det ikke mulig å sammenligne laboratoriedata direkte med lokale krav. Derfor ble anleggenes kapasitet for nitrogenfjerning vurdert basert på generelle forventninger, som innebærer en renseseffekt på 20% eller en maksimal nitrogenkonsentrasjon på 54 mg/L i utløpet (Hensel & Yri, 2008).

5.7.5.1 Sammenligning av laboratoriedata med forventet rensesevne for biologisk/kjemiske anlegg

Første og andre minirensesanlegg (M1 og M2): Nitrogenkonsentrasjonene målt for M1 (29,73 mg/L) og M2 (24,78 mg/L) ligger betydelig under den forventede utslippskonsentrasjonen på 54 mg/L. Dette indikerer at disse anleggene fungerer godt over forventningene når det gjelder nitrogenfjerning.

Tredje minirensesanlegg (M3): Nitrogenkonsentrasjonen for M3 (44,9 mg/L) ligger under forventet grense, men er nærmere 54 mg/L sammenlignet med M1 og M2. Dette antyder at M3 fortsatt opererer innen akseptable grenser, men med mindre margin.

Fjerde minirensesanlegg (M4): Nitrogenkonsentrasjonen for M4 (12,3 mg/L) er den laveste blant de fire anleggene og viser en svært effektiv nitrogenfjerning, betydelig under den forventede konsentrasjonen.

5.7.5.2 Ytelse og Implementering

Ytelsen til minirenseanleggene når det gjelder fjerning av Tot-N i Narvik kommune ble vurdert basert på laboratoriemålinger. Som tidligere nevnt, var mangelen på lokale forskrifter en utfordring, og vi måtte derfor basere vår vurdering på generelle forventninger om en renseeffekt på 20 % eller en maksimal nitrogenkonsentrasjon på 54 mg/L i utløpet.

Laboratoriemålingene viste at nitrogenkonsentrasjonene i utløpet fra minirenseanleggene M1, M2, og M4 lå betydelig under den forventede maksimale konsentrasjonen på 54 mg/L, med verdier på henholdsvis 29,73 mg/L, 24,78 mg/L og 12,3 mg/L. Disse resultatene indikerer at disse anleggene har en høy effektivitet i nitrogenfjerningen. På den annen side viste M3 en nitrogenkonsentrasjon på 44,9 mg/L, som er nær den maksimale tillatte grensen, noe som antyder at dette anlegget opererer nær sin kapasitetsgrense for nitrogenfjerning. Det er viktig å merke seg at verdiene fra den tredje prøvetakingen for M3 var utenfor akseptabelt område. For å oppnå mer nøyaktige resultater, ble gjennomsnittet av disse verdiene kombinert med tidligere målinger, og et totalgjennomsnitt ble beregnet.

Implementering av Forbedrede Metoder: For å forbedre ytelsen til minirenseanleggene ytterligere og sikre at de konsekvent oppfyller forventningene, bør flere tiltak vurderes. Regelmessig overvåking og vedlikehold er avgjørende for å opprettholde optimal drift, og implementering av automatiserte overvåkingssystemer kan hjelpe med sanntidsdata om viktige parametere. Teknologiske oppgraderinger som integrering av avanserte biologiske og kjemiske behandlingsmetoder kan øke effektiviteten til nitrogenfjerningen. Videre er opplæring og utdanning av driftspersonell viktig for å sikre at de har den nødvendige kunnskapen og ferdighetene til å drifte anleggene optimalt. Støtte til forskning på nye og mer effektive metoder for nitrogenfjerning kan også bidra til å identifisere og implementere innovative løsninger. Til slutt, utvikling og implementering av lokale forskrifter som er tilpasset de spesifikke behovene i Narvik kommune, vil bidra til å sikre at anleggene fortsetter å oppfylle og overgå kravene for nitrogenfjerning, noe som resulterer i bedre vannkvalitet og miljøbeskyttelse i området.

5.7.6 Ytelse av utvalgte minirenseanlegg i fjerning av E.coli

Norge mangler spesifikke regler for å begrense tarmbakterier i spredt bebyggelse, og dette gjelder også for Narvik kommune (ARILD EIKUM, 2020). Dette betyr at effektiviteten til

minirensesanleggene for fjerning av *E. coli* ikke overvåkes eller vurderes basert på lokale forskrifter. I denne studien benyttet vi laboratoriedata for å evaluere ytelsen til mini-biologisk-kjemiske rensesanlegg, som forventes å fjerne 99 % av bakteriene eller redusere konsentrasjonen til mellom 10,000 og 200,000 *E. coli*/100 ml i det rensede avløpsvannet (Hensel & Yri, 2008).

Figur 30 viser *E. coli*-konsentrasjoner målt i laboratoriet (*E. coli*-Lab-data) mot forventede utslippkonsentrasjoner for fire minirensesanlegg.

5.7.6.1 Sammenligning av laboratoriedata med forventet renssevne for biologisk/kjemiske anlegg

Første og fjerde minirensesanlegg (M1 og M4): For både M1 og M4 ble *E. coli*-konsentrasjonen målt til 10,000/100 ml, som er i tråd med den lavere forventningsgrensen. Dette indikerer at disse anleggene oppfyller forventningene om bakteriefjerning.

Andre minirensesanlegg (M2): For M2 ble *E. coli*-konsentrasjonen målt til 7,700/100 ml, noe som er lavere enn den nedre forventningsgrensen. Dette antyder at M2 fungerer svært effektivt når det gjelder *E. coli*-fjerning.

Tredje minirensesanlegg (M3): M3 har en *E. coli*-konsentrasjon på 41,500/100 ml, som ligger mellom de to forventede utslippkonsentrasjonene. Selv om dette er under den øvre grensen på 200,000/100 ml, viser det at M3 ikke er like effektiv som de andre anleggene i å fjerne *E. coli*.

5.7.6.2 Ytelse og Implementering

Resultatene viser at de fleste minirensesanleggene oppfyller forventningene når det gjelder fjerning av *E. coli*. Unntaket er M3 som har høyere konsentrasjon enn de andre, men fortsatt innenfor en akseptabel grense på 200,000/100 ml. Dette indikerer en variabel effektivitet mellom de ulike anleggene.

Fraværet av spesifikke nasjonale forskrifter for *E. coli*-fjerning i spredt bebyggelse, som nevnt i studien, gjør det utfordrende å fastsette en klar ytelsesstandard. Imidlertid viser laboratoriedataene at minirensesanleggene i Narvik kommune generelt er effektive i å redusere *E. coli*-konsentrasjoner til nivåer som er i samsvar med generelle forventninger om 99 % bakteriefjerning.

På grunn av tekniske problemer kunne E. coli-prøven ikke utføres under den første prøvetakingen, og derfor er de endelige resultatene basert på de andre og tredje prøvetakingene. Gjennomsnittet av disse verdiene gir et pålitelig estimat av anleggenes ytelse over tid.

5.7.7 Ytelse av laboratoriedata mot felldata

Laboratoriedata ble samlet inn ved å direkte måle vannprøver med laboratorieinstrumenter over tre forskjellige tidsperioder. For å sikre nøyaktighet, ble felldata også samlet inn ved tre separate prøvetakinger. I felten målte vi parameterne PO₄, turbiditet og pH ved hjelp av utstyr som ble levert av leverandøren på stedet. Disse parameterne ble deretter brukt i to spesifikke formler som er introdusert av COWI og benyttet av Narvik Vann. Gjennom disse formlene kunne vi beregne verdiene for TP og BOF₅. Dette muliggjorde en nøyaktig sammenligning mellom felldata og laboratoriedata, og vi kunne beregne avviket mellom de to datasettene. Det er viktig å merke seg at det ikke var mulig å måle pH_{utløp} i felt for alle de tre prøvetakingene ved det første minirensanlegget.

5.7.7.1 TP-laboratoriedata mot TP-Felldata

Analysen av TP indikerer at det generelt er små forskjeller mellom laboratorie- og felldata, spesielt for målepunkt M1, hvor forskjellen er ubetydelig med bare 0.005 mg/L. Dette tyder på at målingene er svært konsistente ved dette punktet. Imidlertid er forskjellene større for målepunktene M2, M3 og M4, med de mest markante avvikene ved M3 og M4. Årsakene til disse større avvikene kan være mange. For eksempel kan prøvetakingsmetodene variere, noe som kan påvirke resultatene. Måleinstrumentene som brukes i feltet kan også ha ulik presisjon sammenlignet med laboratorieutstyr. I tillegg kan miljøforholdene under prøvetakingen, som vannstrømning påvirke målingene. Disse faktorene kan sammen bidra til de observerte forskjellene mellom laboratorie- og felldata.

5.7.7.2 BOF₅-Laboratoriedata mot BOF₅-Felldata

Analysen av BOF₅ (biokjemisk oksygenforbruk over 5 dager) avslører betydelige forskjeller mellom laboratorie- og felldata. Ved målepunktene M1, M3 og M4 er det registrert positive avvik, noe som betyr at felldata viser høyere verdier enn laboratoriedata. På den andre siden har M2 et negativt avvik, der felldata er lavere enn laboratoriedata. Disse store avvikene kan indikere problemer med nøyaktigheten og påliteligheten av feltmålingene. Mulige årsaker til

disse avvikene kan inkludere feilkalibrering av utstyr som brukes i feltet, variasjoner i miljøforhold under prøvetakingen, eller forskjeller i metodene brukt for å måle oksygenforbruket. Slike variasjoner i prøvetakingsbetingelser kan påvirke resultatene betydelig og føre til inkonsistente data mellom felt- og laboratoriemålinger.

5.7.7.3 pH-laborieredata mot pH-Feltdata

For pH-målinger er det generelt små avvik mellom laboratorie- og feltdata, noe som indikerer god overensstemmelse mellom de to målemetodene. Et unntak er imidlertid M1, hvor det ikke var mulig å utføre pH-målinger i feltet. Denne mangelen på feltdata for M1 gjør det vanskelig å sammenligne med laboratoriemålingene på dette punktet. De små avvikene ved de andre målepunktene tyder på at både laboratorie- og feltmålinger er pålitelige og konsistente.

5.7.7.4 Turbiditet-laborieredata mot Turbiditet-Feltdata

Turbiditetsmålingene viser varierende grad av avvik mellom laboratorie- og feltdata. Ved målepunktene M1 og M2 er avvikene relativt små, noe som indikerer at målingene er ganske konsistente mellom felt og laboratorium på disse punktene. Derimot viser M3 og M4 betydelig større avvik, som kan tyde på problemer med målenøyaktigheten eller andre variabler som påvirker målingene ved disse punktene. Mulige årsaker til disse forskjellene kan inkludere sedimentasjon i prøvene før måling, hvor partikler i vannet kan synke til bunnen og påvirke turbiditeten ulikt i feltet og laboratoriet. I tillegg kan forskjeller i måleutstyr, som kalibrering og sensitivitet, føre til ulike resultater. Ulikheter i prøvetakingsprosedyrer, som tidspunktet for prøvetakingen og håndtering av prøvene, kan også bidra til avvikene. Disse faktorene kan hver for seg eller samlet påvirke nøyaktigheten og påliteligheten av turbiditetsmålingene, og dermed forklare de observerte avvikene mellom felt- og laborieredata.

5.8 Samlet vurdering

Generelt viser dataene et godt samsvar mellom laboratorie- og feltmålinger for de fleste parameterne, noe som tyder på pålitelighet i målingene. Likevel observeres større avvik i enkelte tilfeller, som kan tilskrives metodologiske forskjeller, variabilitet i prøvetakingsprosedyrene, eller variasjoner i måleinstrumentenes nøyaktighet. For eksempel kan ulike teknikker og utstyr brukt i laboratoriet og feltet føre til inkonsistente resultater. Videre kan faktorer som tidspunkter for prøvetaking, miljøforhold, og håndtering av prøvene påvirke måleresultatene. For å redusere disse avvikene og forbedre nøyaktigheten i fremtidige analyser,

er det nødvendig med videre studier og forbedringer i prøvetakings- og målemetodene. Dette inkluderer standardisering av prosedyrer og kalibrering av utstyr for å sikre konsistens. Det er også viktig å kontinuerlig evaluere og validere både laboratorie- og feltnålemetoder. Slik kan vi sikre at dataene som brukes i vannbehandlingsprosesser og miljøovervåking er nøyaktige og pålitelige, noe som er essensielt for å opprettholde kvaliteten på vannressursene og for å ta informerte beslutninger om miljøbeskyttelse.

5.9 Korrelasjon mellom parameterne

Sammenhengen mellom parametere i avløpsvann er avgjørende for å forstå hvordan ulike forurensningskomponenter påvirker miljøet samlet sett. Ved å analysere data fra flere prøvetakingshendelser, inkludert parametere som P, N, BOF5, KOF, suspenderte stoffer (SS), pH og E.coli, kan vi bestemme hvordan disse komponentene korrelerer med og påvirker hverandre.

5.9.1 Korrelasjon mellom Fosfor og turbiditet

Dette diagrammet (Figur 31 TP-Turbiditet) viser forholdet mellom TP konsentrasjoner og turbiditet over flere prøvetakingshendelser. Hver prøvetaking representerer en spesifikk tid og sted hvor vannprøven ble analysert for innholdet av fosfor og graden av turbiditet.

Det ser ut til å være ingen sterk korrelasjon mellom TP og turbiditet. Dette er tydelig ved at toppene og dalene i de to datasettene ikke sammenfaller på en konsistent måte. For eksempel kan en økning i turbiditet observeres uten en tilsvarende økning i fosfor, og vice versa.

Fosfor kan eksistere i forskjellige former i vannmiljøet, inkludert oppløst fosfor og partikulært fosfor. Ikke alle disse formene bidrar nødvendigvis til økt turbiditet. Partikulært fosfor, som er bundet til jord- eller organisk materiale, kan bidra til turbiditet, men hvis fosforet hovedsakelig er i oppløst form, vil det ikke påvirke turbiditeten. Mangelen på korrelasjon mellom TP og turbiditet antyder at partikulært fosfor ikke er den dominerende formen i prøvene. I tillegg kan andre faktorer, som tilstedeværelse av uorganiske partikler, alger eller organisk materiale, påvirke turbiditeten uavhengig av fosforkonsentrasjonen. Derfor kan det konkluderes at turbiditeten i prøvene sannsynligvis er mer påvirket av andre komponenter enn fosfor.

5.9.2 Korrelasjon mellom BOF5 og turbiditet

Dette diagrammet (figur 31 BOF5-Turbiditet) sammenligner BOF5 og turbiditet over flere prøvetakingshendelser. BOF5 måler mengden oksygen som forbrukes av mikroorganismer for å bryte ned organisk materiale i vannet over en femdagers periode, mens turbiditet måler uklarheten i vannet som følge av tilstedeværelsen av suspendert partikler.

Trendene for BOF5 og turbiditet ser ut til å være mer i samsvar sammenlignet med TP og turbiditet, spesielt rundt den 7. prøvetakingshendelsen. Her kan man observere at både BOF5 og turbiditet øker og minker i takt, noe som indikerer en sammenheng mellom de to parameterne.

Dette antyder at organisk materiale, som bidrar til BOF5, ofte er assosiert med partikler som forårsaker turbiditet. Når mikroorganismer bryter ned organisk materiale, øker mengden av partikulært materiale i vannet, noe som igjen øker turbiditeten. Toppene i begge parameterne indikerer en sammenheng mellom organisk materiale og partikulær turbiditet. Dette betyr at når det er en høy konsentrasjon av organisk materiale (som resulterer i høyt BOF5), er det også en høy konsentrasjon av partikler i vannet, som øker turbiditeten. Dette kan være nyttig informasjon for vannkvalitetsstyring, da det viser at tiltak for å redusere organisk forurensning (og dermed BOF5) også kan bidra til å redusere turbiditeten i vannet.

5.9.3 Korrelasjon mellom total suspendert stoff og turbiditet

Dette diagrammet (Figur 31 SS-Turbiditet) viser forholdet mellom suspendert stoff (SS) konsentrasjoner og turbiditet over flere prøvetakingshendelser. Suspendert stoff refererer til partikler i vannet som ikke er oppløst, men som svever rundt, noe som bidrar til vannets uklarhet.

Det er en klar korrelasjon mellom SS og turbiditet, hvor toppene i SS tilsvarer toppene i turbiditet. Dette betyr at når konsentrasjonen av suspendert stoff øker, øker også turbiditeten, og når SS reduseres, reduseres også turbiditeten.

Suspendert stoff består av partikler som direkte bidrar til turbiditet. Disse partiklene kan inkludere jordpartikler, organisk materiale, mikroorganismer, og annet partikulært materiale som gjør vannet uklart. Den klare sammenhengen mellom SS og turbiditet bekrefter at SS er en hovedfaktor for turbiditet i vannprøvene. Dette er viktig for forståelsen av vannkvalitet, da det

indikerer at tiltak for å redusere mengden suspendert stoff i vannet (for eksempel ved filtrering eller sedimentering) vil ha en direkte effekt på å redusere turbiditeten. Denne informasjonen kan brukes til å forbedre vannbehandlingsprosesser og sikre renere og klarere vannkilder.

5.9.4 Korrelasjon mellom BOF5 og KOF

Dette diagrammet (Figur 31 BOF5-KOF) viser forholdet mellom BOF5 og KOF over flere prøvetakingshendelser. BOF5 måler mengden oksygen som forbrukes av mikroorganismer for å bryte ned biologisk nedbrytbart organisk materiale i løpet av fem dager. KOF måler totalt oksygenforbruk for nedbrytning av både biologisk og ikke-biologisk nedbrytbart organisk materiale ved hjelp av et sterkt oksidasjonsmiddel.

Det ser ut til å være en moderat korrelasjon mellom BOF5 og KOF, med lignende trender i dataene. Begge parameterne viser toppverdier på omtrent samme punkter i prøvetakingsperioden, selv om KOF har høyere verdier gjennomgående.

Både BOF5 og KOF måler oksygenforbruket som følge av nedbrytning av organisk materiale, men de gjør det på forskjellige måter. BOF5 fokuserer på biologisk nedbrytbart materiale, som nedbrytes av mikroorganismer. Derfor reflekterer BOF5 hovedsakelig mengden lett nedbrytbar organisk forurensning i vannet. På den annen side måler KOF det totale oksygenforbruket, inkludert både biologisk nedbrytbare og ikke-biologisk nedbrytbare stoffer (som noen syntetiske kjemikalier).

Den moderate korrelasjonen mellom BOF5 og KOF indikerer at en betydelig del av det organiske materialet i vannprøvene er biologisk nedbrytbart, men det er også en andel som ikke er det. Dette kan sees ved at KOF-verdiene er generelt høyere enn BOF5-verdiene, noe som tyder på tilstedeværelsen av oksygenforbrukende stoffer som ikke brytes ned biologisk. Denne informasjonen er nyttig for vannbehandlingsprosesser, da den viser behovet for behandlinger som kan håndtere både biologisk og ikke-biologisk nedbrytbare forurensninger for å redusere det totale oksygenforbruket og forbedre vannkvaliteten.

5.9.5 Korrelasjon mellom Tot-P og Tot-N

Dette diagrammet (Figur 31 TP-TN) viser forholdet mellom TP og TN over flere prøvetakingshendelser. Total fosfor inkluderer alle former av fosfor i vannet, mens totalt nitrogen inkluderer alle former av nitrogen.

Det er ingen sterk korrelasjon mellom TP og TN, da toppene i deres respektive konsentrasjoner ikke sammenfaller. Mens TN viser tydelige topper på bestemte punkter, viser TP en jevnere kurve med mindre markerte svingninger.

Selv om begge prøvene er tatt fra samme prøvetaking fra fire forskjellige minirensanlegg, viser dataene at fosfor og nitrogen oppfører seg ulikt. Fosfor og nitrogen kan komme fra forskjellige kilder og gjennomgå ulike prosesser i rensanleggene. Mangelen på korrelasjon kan skyldes disse forskjellene i kilder og prosesser.

Fosfor kan ofte komme fra husholdningsavløp og landbruksavrenning som inneholder vaskemidler og gjødsel, mens nitrogen kan komme fra både husholdningsavløp og naturlige kilder som nedbrytning av organisk materiale. Disse næringsstoffene kan også oppføre seg forskjellig i rensanleggene; for eksempel kan nitrogenforbindelser gjennomgå prosesser som nitrifikasjon og denitrifikasjon, som påvirker deres konsentrasjoner på forskjellige måter enn fosfor.

I grafen ser vi at TN har en tydelig topp rundt prøvetakingspunkt 8, som ikke reflekteres i TP-dataene. Dette antyder at de prosessene som kontrollerer nitrogenkonsentrasjonene, som mikrobiell aktivitet og redoksforhold, kan variere uavhengig av de prosessene som påvirker fosforkonsentrasjonene. For eksempel kan denitrifikasjon, en prosess der nitrat omdannes til nitrogen gass under anaerobe forhold, redusere TN uten å påvirke TP.

Denne mangelen på korrelasjon understreker behovet for å behandle fosfor og nitrogen separat i vannkvalitetsstyring. For å effektivt kontrollere næringsstoff forurensning, må ulike strategier og behandlinger brukes for å målretta mot de spesifikke kildene og prosessene som påvirker hver av disse parameterne.

5.9.6 Korrelasjon mellom Tot-N og pH

Dette diagrammet (Figur 31 TN-pH) viser forholdet mellom TN og pH over flere prøvetakingshendelser. Totalt nitrogen inkluderer alle former av nitrogen i vannet, mens pH måler surhetsgraden i vannet.

Det ser ut til å være en svak korrelasjon mellom TN og pH, spesielt ved de høyere TN-konsentrasjonene. Dette betyr at når TN-konsentrasjonen øker, kan det være en tendens til at pH-verdiene også endrer seg, men denne sammenhengen er ikke veldig sterk.

Denitrifikasjonsprosessen, hvor nitrogen fjernes fra vannet, kan påvirkes av pH. Denitrifikasjon er en mikrobiell prosess der nitrater (NO_3^-) omdannes til nitrogen gass (N_2), som frigjøres til atmosfæren. Denne prosessen er optimal ved en pH mellom 7 og 8, som gir et gunstig miljø for de denitrifiserende bakteriene.

I grafen kan vi se at ved høyere TN-konsentrasjoner, er det en tendens til at pH-verdiene beveger seg mot det nøytrale eller litt basiske området. Dette kan tyde på at når TN er høy, skjer det en mer aktiv denitrifikasjonsprosess, som igjen kan justere pH-verdien mot et mer optimalt nivå for denne prosessen. Dette forklarer den observerte trenden der høyere TN-konsentrasjoner ofte sammenfaller med en pH som ligger nærmere det optimale området for denitrifikasjon.

Denne informasjonen er viktig for vannkvalitetsstyring, da den antyder at pH-kontroll kan være en nyttig strategi for å fremme denitrifikasjon og dermed redusere nitrogeninnholdet i vannet. Ved å justere pH til optimale nivåer kan renseanlegg forbedre effektiviteten av denitrifikasjonsprosessen, noe som bidrar til bedre fjerning av nitrogen fra avløpsvann og dermed forbedrer den generelle vannkvaliteten.

5.9.7 Korrelasjon mellom E.coli og turbiditet

Dette diagrammet (Figur 31 E.coli- turbiditet) viser forholdet mellom E.coli konsentrasjoner og turbiditet over flere prøvetakingshendelser. E.coli er en indikatorbakterie som brukes til å vurdere fekal forurensning, mens turbiditet måler uklarheten i vannet som følge av tilstedeværelsen av suspendert partikler.

Det er en moderat korrelasjon mellom E.coli og turbiditet, spesielt ved de høyere E.coli konsentrasjonene. Dette betyr at når konsentrasjonen av E.coli øker, ser vi også en økning i turbiditeten, selv om sammenhengen ikke er perfekt.

E.coli kan være assosiert med partikler som bidrar til turbiditet. E.coli-bakterier lever vanligvis i tarmen til varmblodige dyr og kan komme inn i vannsystemer gjennom avrenning fra landbruk, avløpsutslipp, og andre kilder til fekal forurensning. Disse kildene kan også introdusere organisk materiale og partikulært stoff som øker vannets turbiditet.

I grafen ser vi at ved høyere E.coli-konsentrasjoner, øker også turbiditeten. Denne moderate korrelasjonen antyder at kilder til E.coli-forurensning ofte også bidrar til økt turbiditet i vannet. Dette kan skyldes tilstedeværelsen av organisk materiale og partikler fra fekal forurensning, som både inneholder E.coli og bidrar til uklarheten i vannet.

Denne informasjonen er viktig for vannkvalitetsstyring, da den indikerer at tiltak for å redusere E.coli-forurensning også kan bidra til å redusere turbiditeten. Ved å identifisere og eliminere kilder til fekal forurensning, som utilstrekkelige avløpsanlegg og dårlig håndtering av husdyravfall, kan man forbedre både de mikrobiologiske og fysiske aspektene ved vannkvaliteten.

5.9.8 Korrelasjon mellom E.coli og BOF5

Dette diagrammet (Figur 31 E.coli-BOF5) viser forholdet mellom E.coli konsentrasjoner og biokjemisk oksygenforbruk over 5 dager (BOF5) over flere prøvetakingshendelser. E.coli er en indikatorbakterie som brukes for å vurdere fekal forurensning, mens BOF5 måler mengden oksygen som forbrukes av mikroorganismer for å bryte ned organisk materiale i vannet over fem dager.

Det er en svak korrelasjon mellom E.coli og BOF5. Dette betyr at det ikke er en sterk sammenheng mellom økningene i E.coli-konsentrasjoner og økningene i BOF5, selv om det kan være noen små trender.

E.coli er en indikator for fekal forurensning, som også kan bidra til økt organisk materiale og dermed økt BOF5. Fekal forurensning kan introdusere både E.coli-bakterier og andre organiske stoffer som brytes ned av mikroorganismer, noe som øker oksygenforbruket.

I grafen ser vi at selv om det er noen toppverdier i E.coli-konsentrasjoner som sammenfaller med toppverdier i BOF5, er det mange tilfeller der dette ikke skjer. Den svake korrelasjonen kan indikere at BOF5 ikke bare påvirkes av fekal forurensning, men også av andre kilder til organisk materiale som industriavfall, vegetativt materiale og andre organiske stoffer. Disse kildene kan bidra til BOF5 uten nødvendigvis å introdusere E.coli.

Denne informasjonen er viktig for vannkvalitetsstyring fordi det viser at tiltak for å redusere E.coli-konsentrasjoner ikke nødvendigvis vil føre til en betydelig reduksjon i BOF5 med mindre de også adresserer andre kilder til organisk forurensning. For å effektivt forbedre vannkvaliteten, må vannbehandlingsprosesser derfor inkludere strategier for å håndtere en bredere spekter av organisk materiale, ikke bare de som er assosiert med fekal forurensning.

5.9.9 Oppsummering av korrelasjon mellom parameterne

Studien viser at det ikke er en sterk korrelasjon mellom fosfor og turbiditet, noe som antyder at partikulært fosfor ikke dominerer i prøvene. Derimot er det en moderat korrelasjon mellom BOF5 og turbiditet, som tyder på at organisk materiale bidrar til turbiditet. Det er en sterk korrelasjon mellom suspendert stoff (SS) og turbiditet, noe som bekrefter at SS er en hovedfaktor for turbiditet.

Når det gjelder forholdet mellom BOF5 og KOF, viser dataene en moderat korrelasjon. Dette er forventet da begge måler oksygenforbruk fra organisk materiale. BOF5 fokuserer på biologisk nedbrytbart organisk materiale, som mikroorganismer bryter ned. KOF måler det totale oksygenforbruket, inkludert både biologisk og ikke-biologisk nedbrytbart organisk materiale. Den moderate korrelasjonen indikerer at en betydelig del av det organiske materialet i vannprøvene er biologisk nedbrytbart, men at det også er tilstedeværelse av oksygenforbrukende stoffer som ikke brytes ned biologisk. Dette sees ved at KOF-verdiene generelt er høyere enn BOF5-verdiene, noe som viser at det er behov for behandlinger som kan håndtere begge typer forurensninger for å forbedre vannkvaliteten.

Tot-P og Tot-N viser ingen sterk korrelasjon, noe som reflekterer forskjellige kilder og prosesser i vannmiljøet. Det er en svak korrelasjon mellom TN og pH, som kan indikere effekten av pH på denitrifikasjonsprosessen. Når det gjelder E.coli, er det en moderat korrelasjon mellom E.coli og turbiditet, noe som indikerer en sammenheng mellom

bakteriekonsentrasjoner og partikulært materiale. Til slutt er det en svak korrelasjon mellom E.coli og BOF5, noe som antyder at fekal forurensning kan bidra til organisk belastning, men at flere faktorer også påvirker BOF5.

6 Konklusjon

Denne masteroppgaven har undersøkt effektiviteten av minirenseanlegg i Narvik kommune for å fjerne forurensninger fra avløpsvann. Studien har brukt både laboratorie- og feltdata for å evaluere anleggenes ytelse, med særlig fokus på deres innvirkning på folkehelsen og miljøet. Denne undersøkelsen har avdekket flere viktige funn og utfordringer som er avgjørende for fremtidige forbedringer og implementering av minirenseanlegg i kommunen.

6.1 Effektivitet og Samsvar

Resultatene viser at minirenseanleggene i Narvik kommune har varierende grad av effektivitet i å fjerne forurensninger. Noen anlegg oppfyller både kommunale krav og leverandører påstander, mens andre ikke gjør det. Dette avviket kan i stor grad tilskrives ulike faktorer som dårlig installasjon, utilstrekkelig vedlikehold, samt de geografiske og klimatiske forholdene i regionen.

6.2 Geografiske og Klimatiske Påvirkninger

Geofaglige forhold og jordegenskaper spiller en viktig rolle i infiltrasjonen av avløpsvann. Områder med steinete jordforhold har vist seg å ha redusert effektivitet i forureningsfjerning, noe som kan føre til at store mengder forurensning overføres til grunnvann og resipienter. Kaldt klima og ekstreme værforhold i Narvik kommune påvirker de mekaniske og biokjemiske prosessene i renseanleggene, noe som ytterligere reduserer effektiviteten.

6.3 Miljø- og Helsekonsekvenser

Ineffektive renseanlegg kan føre til betydelige miljø- og helsekonsekvenser. Dette inkluderer forurensning av grunnvann, fekal forurensning, og eutrofiering av lokale vannforekomster som Ofotfjorden. Overflødig næringsstoffer fra utilstrekkelig behandlet avløpsvann kan stimulere algevekst, som skader det akvatiske økosystemet og truer folkehelsen.

6.4 Tiltak og Anbefalinger

For å møte disse utfordringene er det nødvendig med strengere regelverk og tilsyn for å sikre at minirensesanleggene oppfyller de nødvendige standardene. Regelmessig vedlikehold og inspeksjoner bør innføres for å forhindre lav effektivitet eller anleggsfeil. Fremtidig forskning bør fokusere på tilpasning av teknologi til lokale forhold for å forbedre ytelsen til disse anleggene.

6.5 Effekten av Kaldt Vær

Kaldt klima har vist seg å ha en betydelig negativ innvirkning på renseanleggenes ytelse. Lavere temperaturer kan redusere hastigheten på biokjemiske reaksjoner som er nødvendige for effektiv avløpsbehandling. Dette kan føre til at anleggene ikke klarer å oppfylle rensekravene i perioder med kaldt vær. Derfor er det viktig å utvikle og implementere teknologiske løsninger som kan motstå ekstreme klimaforhold og sikre konstant høy ytelse året rundt.

6.6 Utfordringer

En av de største utfordringene som ble identifisert, er de betydelige avvikene mellom laboratorie- og felldata. Dette tyder på problemer med nøyaktigheten og påliteligheten av feltmålingene, som kan skyldes feilkalibrering av utstyr, variasjoner i miljøforhold under prøvetakingen, eller forskjeller i metodene brukt for å måle oksygenforbruket. Slike variasjoner kan påvirke resultatene betydelig og føre til inkonsistente data mellom felt- og laboratoriemålinger.

6.7 Fremtidige Studier

For minirensesanlegg som ikke tilfredsstillt forskriftene for avløpsbehandling i spredt bebyggelse, er det flere mulige løsninger som kan bidra til å forbedre effektiviteten og overholdelsen av reguleringene. En av løsningene er teknologisk oppgradering, som innebærer implementering av mer avanserte teknologier for å forbedre effektiviteten under varierende

geografiske og klimatiske forhold. Dette kan inkludere minirensanlegg som er dimensjonert for å håndtere ekstreme værforhold og ulike geografiske utfordringer. Videre kan økt vedlikehold spille en avgjørende rolle. Innføring av strengere vedlikeholdsrutiner og regelmessige inspeksjoner kan bidra til å identifisere og løse problemer på et tidlig stadium, noe som kan forhindre større driftsproblemer og sikre kontinuerlig overholdelse av forskriftene.

I tillegg er det viktig med strengere tilsyn fra tilsynsmyndighetene. Styrking av tilsynsmyndighetenes rolle kan sikre at anleggene oppfyller de nødvendige standardene gjennom jevnlig kontroll og pålegg om nødvendige forbedringer. En annen effektiv tilnærming er lokal tilpasning, hvor rensanleggene tilpasses de spesifikke lokale forholdene for å forbedre ytelsen. Dette kan inkludere justeringer basert på lokale klima- og miljøforhold, samt befolkningsstrukturen i området. Ved å kombinere teknologisk oppgradering, økt vedlikehold, strengere tilsyn og lokal tilpasning, kan man oppnå betydelige forbedringer i funksjonaliteten og effektiviteten til minirensanlegg i spredt bebyggelse.

7 Referanseliste

- Abbas, M. (2017). *Survey of onsite wastewater treatment systems in Kristiansand municipality Norway: pollutants removal performance and solutions: performance analysis based on Web-GIS model*. Norwegian University of Life Sciences, Ås,
- AGENCY, N. E. Wastewater treatment plants. Retrieved from <https://www.norskeutslipp.no/en/Wastewater-treatment-plants-/?SectorID=100>
- Agency, U. E. P. (1999). Wastewater technology fact sheet: Intermittent sand filters. In: US Environmental Protection Agency Washington, DC, USA.
- ARILD EIKUM, A. S. E., ERIK JOHANNESSEN (2020). TEORI OG PRAKTISK BRUK AV SURROGATPARAMETERE INNEN SPREDT AVLØP. 34.
- Australians, H. i. f. w. (2023). *Understanding septic tank systems*. Government of western Australia Retrieved from https://www.healthywa.wa.gov.au/Articles/U_Z/Understanding-Septic-Tank-Systems.
- Baykuş, N., Karpuzcu, M., & Yurtsever, A. (2022). An investigation into the role of treatment performance and soil characteristics of soil-based wastewater treatment systems. *Water Science and Technology*, 85(1), 125-140.
- Berger, W. (2011). Technology review of composting toilets–Basic overview of composting toilets (with or without urine diversion). *Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, Eschborn, Germany, 21*.

- Bergersen, K. K. Om Narvik kommune. Retrieved from <https://www.narvik.kommune.no/for-leverandor-til-narvik-kommune/om-narvik-kommune/>
- Bernal, D., Restrepo, I., & Grueso-Casquete, S. (2021). Key criteria for considering decentralization in municipal wastewater management. *Heliyon*, 7(3).
- Boyles, W. (1997). Chemical oxygen demand. *Technical information series, Booklet*,(9), 24.
- Center, F. E. L. (2021). Turbidity, Total Suspended Solids & Water Clarity. In: Internet. [https://www.fondriest.com/environmentalmeasurements/parameters](https://www.fondriest.com/environmentalmeasurements/parameters....)
- Clearinghouse, N. S. F. (1997). Sand Filters Provide Quality, Low-Maintenance Treatment. *Pipeline*, 8, 7.
- Department, E. a. N. R. (2022, May 2022). Wastewater as a resource. Retrieved from <https://reliefweb.int/report/world/wastewater-resource-may-2022>
- Eggen, G., Hanserud, O., Turtumøygard, S., & Jenssen, P. D. (2010). Use of A Web-based GIS Tool For Local Wastewater Planning In Norway.
- EIKUM, A., EIKUM, A. S., & JOHANNESSEN, E. (2020). TEORI OG PRAKTISK BRUK AV SURROGATPARAMETERE INNEN SPREDT AVLØP. Retrieved from https://avlopnorge.no/wp-content/uploads/2021/05/Rapport_Surrogatparameter_09012020.pdf
- FORESTRY, D. O. W. A. (2008). BIOLOGICAL FILTRATION SYSTEMS VOLUME 3. https://mawf.gov.na/documents/268157/1297447/CoP+Vol+3-Biofilters-Final_28Jul08.pdf/94aa1a38-badc-522e-e169-410e60541fc7?t=1668086344975&download=true
- GAGNÉ, J.-S. (2023). HOW MUNICIPAL WASTEWATER TREATMENT PLANT WORKS. Retrieved from <https://www.bio-sol.ca/en/how-municipal-wastewater-treatment-plant-works/>
- Gaya, M., Zango, M., Yusuf, L., Mustapha, M., Muhammad, B., Sani, A., . . . Khairi, M. (2017). Estimation of turbidity in water treatment plant using Hammerstein-Wiener and neural network technique. *Indonesian Journal of Electrical Engineering and Computer Science*, 5(3), 666-672.
- Gaydon, P., McNab, N., Mulder, G., Pillay, L., Sahibdeen, M., Thompson, P., & Water, U. (2007). Evaluation of sewage treatment package plants for rural, peri-urban and community use. *Water Research Commission, Pretoria*.

- Gómez-Román, C., Lima, L., Vila-Tojo, S., Correa-Chica, A., Lema, J., & Sabucedo, J.-M. (2020). "Who Cares?": the acceptance of decentralized wastewater systems in regions without water problems. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(23), 9060.
- Health, E. P. (2023). *Holding Tank Sewage System RS&G*. USA: Office of Environmental Health & Safety Retrieved from <https://doh.wa.gov/sites/default/files/legacy/Documents/Pubs/337-006.pdf>.
- Hensel, G. R., Køhler, J. C., & Yri, A. (2008). Infiltrasjonsanlegg som renseløsning-mindre avløpsrensaneanlegg (< 50 pe). *Bioforsk TEMA*.
- Hensel, G. R., & Yri, A. (2008). Minirensaneanlegg som renseløsning-mindre avløpsrensaneanlegg (< 50 pe). *Bioforsk TEMA*.
- Hophmayer-Tokich, S. (2006). Wastewater Management Strategy: centralized v. decentralized technologies for small communities. *Center for Clean Technology and Environmental Policy: Enschede, The Netherlands*, 27.
- Huang, Y., Li, P., Li, H., Zhang, B., & He, Y. (2021). To centralize or to decentralize? A systematic framework for optimizing rural wastewater treatment planning. *Journal of Environmental Management*, 300, 113673.
- Hukkanen, S. (2017). Composting. 13. https://www.pseau.org/outils/ouvrages/huussi_composting_2013.pdf
- Hyttetorget. (2024a). Biologiske toaletter. <https://www.hyttetorget.no/biologiske-toaletter?size=24>
- Hyttetorget. (2024b). Infiltrasjonsanlegg for vanntoalett. <https://www.hyttetorget.no/infiltrasjonsanlegg>
- Hyttetorget. (2024c). Samletank Platin 1500 liter. https://www.hyttetorget.no/platin-cisterner-for-nedgraving?gad_source=1&gclid=CjwKCAjwo6GyBhBwEiwAzQTmc66I485skRdAy4Vf3TGoisX4YdeyJRoRB1K99_ZHHHumgZN9PjU-xoCAwMQAvD_BwE
- Jenssen, P., Maehlum, T., & Krogstad, T. (1993). Potential use of constructed wetlands for wastewater treatment in northern environments. *Water Science and Technology*, 28(10), 149-157.
- Jenssen, P. D., Krogstad, T., Paruch, A. M., Mæhlum, T., Adam, K., Arias, C. A., . . . Brix, H. (2010). Filter bed systems treating domestic wastewater in the Nordic countries—performance and reuse of filter media. *Ecological engineering*, 36(12), 1651-1659.

- Jenssen, P. D., Mæhlum, T., Krogstad, T., & Vråle, L. (2005). High performance constructed wetlands for cold climates. *Journal of Environmental Science and Health*, 40(6-7), 1343-1353.
- Jiang, R., Li, T., Liu, D., Fu, Q., Hou, R., Li, Q., . . . Li, M. (2020). Soil infiltration characteristics and pore distribution under freezing-thawing conditions. *The Cryosphere Discussions*, 2020, 1-31.
- Johannessen, E., Eikum, A. S., Ek, M., Krogstad, T., & Junestedt, C. (2012). Performance of prefabricated package plants for on-site wastewater treatment in the Vansjø and Hobøl watershed (Morsa), Norway. *Journal of Water Management and Research*, 68(2), 107-114.
- Johannessen, E., Rusten, B., Ødegaard, H., Bjørn, E., & Paulsrud, B. (2020). *Veiledning for dimensjonering av avløpsrensaneanlegg* (256/2020). Retrieved from Norway: <https://va-kompetanse.no/butikk/a-256-veiledning-for-dimensjonering-av-avlopsrensaneanlegg/>
- Jung, Y. T., Narayanan, N., & Cheng, Y.-L. (2018). Cost comparison of centralized and decentralized wastewater management systems using optimization model. *Journal of Environmental Management*, 213, 90-97.
- Källqvist, T., Molvær, J., Oug, E., Berge, D., Tjomsland, T., & Stene-Johansen, S. (2002a). Implementation of the Urban Waste Water Treatment Directive in Norway-An evaluation of the Norwegian Approach regarding wastewater treatment.
- Källqvist, T., Molvær, J., Oug, E., Berge, D., Tjomsland, T., & Stene-Johansen, S. (2002b). Implementation of the Urban Waste Water Treatment Directive in Norway-An evaluation of the Norwegian Approach regarding wastewater treatment. 22.
- kart, G. (Cartographer). (2024). Kart over Narvik kommune. Retrieved from <https://www.google.no/maps/place/Narvik+Municipality/@68.2891331,16.655502,84168m/data=!3m1!1e3!4m6!3m5!1s0x45dbc6becd5546e1:0x58d53d439898b5dc!8m2!3d68.2741096!4d17.5062339!16zL20vMDE4YjZx?entry=ttu>
- Khan, A. (2018). *Current treatment performance and rehabilitation of the decentralized wastewater treatment systems in Frøya*. Norwegian University of Life Sciences, Ås,
- Kitchener, B. G., Wainwright, J., & Parsons, A. J. (2017). A review of the principles of turbidity measurement. *Progress in Physical Geography*, 41(5), 620-642.
- knowyourh2o. Phosphates in the Environment. Retrieved from <https://www.knowyourh2o.com/outdoor-4/phosphates-in-the-environment>
- Larrarte, F., & Pons, M.-N. (2011). Suspended solids concentration in wastewater: Influence of sampling conditions. *Urban water journal*, 8(6), 397-404.

- Larsen*, T. A., Alder, A. C., Eggen, R. I., Maurer, M., & Lienert, J. (2009). Source separation: will we see a paradigm shift in wastewater handling? In: ACS Publications.
- Laukka, V., Kallio, J., Herrmann, I., Malila, R., Nilivaara, R., & Heiderscheidt, E. (2022). Governance of on-site sanitation in Finland, Sweden and Norway. *Reports of the Finnish Environment Institute, 8*, 2022.
- Lehtoranta, S., Vilpas, R., & Mattila, T. (2014). Comparison of carbon footprints and eutrophication impacts of rural on-site wastewater treatment plants in Finland. *Journal of Cleaner Production, 65*, 439-446.
- Levlin, E. (2010). *Conductivity measurements for controlling municipal waste-water treatment*. Paper presented at the Proceedings of a polish-Swedish-Ukrainian seminar.
- Libralato, G., Ghirardini, A. V., & Avezzi, F. (2012). To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. *Journal of Environmental Management, 94*(1), 61-68.
- LOVDATA. (2007). *Forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften)*. Norway Retrieved from https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/KAPITTEL_4#KAPITTEL_4.
- Ma, J. (2017). Determination of chemical oxygen demand in aqueous samples with non-electrochemical methods. *Trends in Environmental Analytical Chemistry, 14*, 37-43.
- Massoud, M. A., Tarhini, A., & Nasr, J. A. (2009). Decentralized approaches to wastewater treatment and management: applicability in developing countries. *Journal of Environmental Management, 90*(1), 652-659.
- Moretto, L. M., & Kalcher, K. (2014). *Environmental analysis by electrochemical sensors and biosensors* (Vol. 1): Springer.
- Mulder, A. (2003). The quest for sustainable nitrogen removal technologies. *Water Science and Technology, 48*(1), 67-75.
- Mullins, D., Coburn, D., Hannon, L., Jones, E., Clifford, E., & Glavin, M. (2018). A novel image processing-based system for turbidity measurement in domestic and industrial wastewater. *Water Science and Technology, 77*(5), 1469-1482. doi:10.2166/wst.2018.030
- Nasr, F. A., & Mikhaeil, B. (2013). Treatment of domestic wastewater using conventional and baffled septic tanks. *Environmental technology, 34*(16), 2337-2343.

National Onsite Wastewater Recycling Association, N. What is Decentralized Wastewater Treatment?
Retrieved from <https://www.nowra.org/library/what-is-decentralized-wastewater-treatment/>

Ødegaard, H. (2014). *Vann- og avløpsteknikk* (2. utgave Ed.). Norway: Norsk Vann.

Office of Water, O. o. R. a. D. (2002). *Onsite Wastewater Treatment treatment treatment treatment Systems Manual* U.S. Environmental Protection Agency.

Oke, I., Lukman, S., Amoko, J., & Fehintola, E. (2018). An evaluation of solutions to moment method of biochemical oxygen demand kinetics. *Nigerian Journal of Technology*, 37(1), 1-12.

Organization, W. H. (2007). pH in Drinking-water: Revised background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. *World Health Organization: Geneva, Switzerland*.

Orhon, D., & Çokgör, E. U. (1997). COD fractionation in wastewater characterization—the state of the art. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental AND Clean Technology*, 68(3), 283-293.

Parde, D., Patwa, A., Shukla, A., Vijay, R., Killedar, D. J., & Kumar, R. (2021). A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101261.

Parkinson, J., & Tayler, K. (2003). Decentralized wastewater management in peri-urban areas in low-income countries. *Environment and Urbanization*, 15(1), 75-90.

Paruch, A. M., Mæhlum, T., Haarstad, K., Blankenberg, A.-G. B., & Hensel, G. (2016). Performance of constructed wetlands treating domestic wastewater in Norway over a quarter of a century—options for nutrient removal and recycling. *Natural and Constructed Wetlands: Nutrients, heavy metals and energy cycling, and flow*, 41-55.

Penn, M. R., Pauer, J. J., & Mihelcic, J. R. (2009). Biochemical oxygen demand. *Environmental and ecological chemistry*, 2, 278-297.

Pisciotta, J. M., Rath, D. F., Stanek, P. A., Flanery, D. M., & Harwood, V. J. (2002). Marine Bacteria Cause False-Positive Results in the Colilert-18 Rapid Identification Test for *Escherichia coli* in Florida Waters. *Applied and Environmental Microbiology*, 68(2), 539-544.
doi:doi:10.1128/AEM.68.2.539-544.2002

Pomies, M., Choubert, J.-M., Wisniewski, C., & Coquery, M. (2013). Modelling of micropollutant removal in biological wastewater treatments: a review. *Science of the Total Environment*, 443, 733-748.

Salim Aoubid, H., & Opp, C. (2023). Nitrogen and Phosphorus Discharge Loads Assessment Using the SWAT Model: A Shatt Al-Arab River Basin Case Study. *Applied Sciences*, 13(14), 8376.

sentralbyrå, S. (2023). *Population and land area in urban settlements*. Retrieved from <https://www.ssb.no/en/befolkning/folketall/statistikk/tettsteders-befolkning-og-areal>.

Singh, A., Sawant, M., Kamble, S. J., Herlekar, M., Starkl, M., Aymerich, E., & Kazmi, A. (2019). Performance evaluation of a decentralized wastewater treatment system in India. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 21172-21188.

Singh, R. P., Kun, W., & Fu, D. (2019). Designing process and operational effect of modified septic tank for the pre-treatment of rural domestic sewage. *Journal of Environmental Management*, 251, 109552.

Skogstad, H. B. (2017). Norway Patent No. SINTEF certification: SINTEF.

SSB. (2023a). *Familier og husholdninger*. Statistisk sentralbirå Retrieved from <https://www.ssb.no/befolkning/barn-familier-og-husholdninger/statistikk/familier-og-husholdninger>.

SSB. (2023b). *Kommunale avløp 2022. Ressursinnsats, gebyrer, utslipp, rensing og slamdisp*. Norway Retrieved from <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/vann-og-avlop/artikler/kommunale-avlop-2022.ressursinnsats-gebyrer-utslipp-rensing-og-slamdisp>.

Swan, K. H., Surinkul, N., & Visvanathan, C. (2023). Investigation of Decentralized Wastewater Treatment System in Urban Wastewater Management: Case Study in Yangon, Myanmar. *Sustainability*, 15(24), 16756.

Tyler, E. (2001). *Hydraulic wastewater loading rates to soil*. Paper presented at the On-Site Wastewater Treatment.

Van Cuyk, S., Siegrist, R., Logan, A., Masson, S., Fischer, E., & Figueroa, L. (2001). Hydraulic and purification behaviors and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems. *Water Research*, 35(4), 953-964.

Vann, N. (2011). prøvetaking på renseanlegg for kommunalt avløpsvann. https://va-kompetanse.no/wp-content/uploads/rapport182_2011.pdf

Venkatesh, G. (2013). Wastewater treatment in Norway: An overview. *Journal-American Water Works Association*, 105(5), 92-97.

- Vergine, P., Salerno, C., Barca, E., Berardi, G., & Pollice, A. (2016). Identification of the faecal indicator *Escherichia coli* in wastewater through the β -D-glucuronidase activity: comparison between two enumeration methods, membrane filtration with TBX agar, and Colilert®-18. *Journal of Water and Health*, 15(2), 209-217. doi:10.2166/wh.2016.119
- Verma, S., Daverey, A., & Sharma, A. (2017). Slow sand filtration for water and wastewater treatment—a review. *Environmental Technology Reviews*, 6(1), 47-58.
- Vidal, B., Kinnunen, J., Hedström, A., Heiderscheidt, E., Rossi, P., & Herrmann, I. (2023). Treatment efficiency of package plants for on-site wastewater treatment in cold climates. *Journal of Environmental Management*, 342, 118214.
- Vilanova, R., Katebi, M., & Wahab, N. (2011). N-removal on wastewater treatment plants: A process control approach. *Journal of Water Resource and Protection*, 2011(3), 1-11.
- Vymazal, J., & Kröpfelová, L. (2008). Types of constructed wetlands for wastewater treatment. *Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow*, 121-202.
- Withers, P. J., Jordan, P., May, L., Jarvie, H. P., & Deal, N. E. (2014). Do septic tank systems pose a hidden threat to water quality? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(2), 123-130.
- Zhu, G., Peng, Y., Li, B., Guo, J., Yang, Q., & Wang, S. (2008). Biological removal of nitrogen from wastewater. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 159-195.

8 Vedlegg

Vedlegg A: Felldata

Felldata-Første minirensesanlegg					
Parameter	PO₄	Turbiditet	pH_{Innløp}	pH_{Reaktor}	pH_{Utløp}
1.Prøvetaking	0.16 mg/l	8.78 NTU	7.35	7.18	Umulig å ta
2.Prøvetaking	0.69 mg/l	6.35 NTU	7.6	7.31	Umulig å ta
3.prøvetaking	0.56 mg/l	4.12 NTU	7.37	7.4	umulig å ta
Gjennomsnitt	0.47 mg/l	6.41 NTU	7.44	7.3	Umulig å ta
Felldata-Andre minirensesanlegg					
Parameter	PO₄	Turbiditet	pH_{Innløp}	pH_{Reaktor}	pH_{Utløp}
1.Prøvetaking	3.30 mg/l	9.93 NTU	7.31	7.3	7.14
2.Prøvetaking	3.30 mg/l	8.55 NTU	7.51	7.44	7.31
3.prøvetaking	0.54 mg/l	2.70 NTU	6.76	6.39	6.75
Gjennomsnitt	2.38 mg/l	7.06 NTU	7.19	7.04	7.06
Felldata-Tredje minirensesanlegg					
Parameter	PO₄	Turbiditet	pH_{Innløp}	pH_{Reaktor}	pH_{Utløp}
1.Prøvetaking	0.93 mg/l	187 NTU	6.89	6.47	6.48
2.Prøvetaking	0.18 mg/l	48.1 NTU	7.92	7.48	7.32
3.prøvetaking	0.63 mg/l	14.2 NTU	8.22	7.87	7.52
Gjennomsnitt	0.58 mg/l	83.1 NTU	7.68	7.27	7.11
Felldata-Fjerde minirensesanlegg					
Parameter	PO₄ (fosfat)	Turbiditet	pH_{Innløp}	pH_{Reaktor}	pH_{Utløp}
1.Prøvetaking	1.2 mg/l	3.33 NTU	8.47	7.66	7.67
2.Prøvetaking	4.9 mg/l	14.2 NTU	8.17	6.17	6.1
3.prøvetaking	1.41 mg/l	3.43 NTU	7.5	7.63	7.57
Gjennomsnitt	2.50 mg/l	6.98 NTU	8.04	7.15	7.11

Vedlegg B: Laboratoriedata

Fosfor-Laboratoriedata-Først minirensanlegg			
Prøvetakinger	1.Prøvetaking	2.Prøvetaking	3.Prøvetaking
LCK 348 (range 0.5 – 5.0 mg/l PO ₄ -P)	0.515 mg/l		
LCK 349 (range 0.05 – 1.5 mg/l PO ₄ -P)	0.375 mg/l	0.874 mg/l	0.506 mg/l
LCK 350 (range 2.0 – 20.0 mg/l PO ₄ -P)	0.72 mg/l		
Gjennomsnitt	0.585 mg/l		
Fosfor-Laboratoriedata-Andre minirensanlegg			
Prøvetakinger	1.Prøvetaking	2.Prøvetaking	3.Prøvetaking
LCK 348 (range 0.5 – 5.0 mg/l PO ₄ -P)	3.05 mg/l	2.04 mg/l	0.442 mg/l
LCK 349 (range 0.05 – 1.5 mg/l PO ₄ -P)	1.79 mg/l		0.351 mg/l
LCK 350 (range 2.0 – 20.0 mg/l PO ₄ -P)	4.56 mg/l		
Gjennomsnitt	1.813 mg/l		
Fosfor-Laboratoriedata-Tredje minirensanlegg			
Prøvetakinger	1.Prøvetaking	2.Prøvetaking	3.Prøvetaking
LCK 348 (range 0.5 – 5.0 mg/l PO ₄ -P)	9.33 mg/l		
LCK 349 (range 0.05 – 1.5 mg/l PO ₄ -P)	3.79 mg/l		
LCK 350 (range 2.0 – 20.0 mg/l PO ₄ -P)	15.2 mg/l	7.76 mg/l	2.92 mg/l
Gjennomsnitt	8.63 mg/l		
Fosfor-Laboratoriedata-Fjerde minirensanlegg			
Prøvetakinger	1.Prøvetaking	2.Prøvetaking	3.Prøvetaking
LCK 348 (range 0.5 – 5.0 mg/l PO ₄ -P)	0.145 mg/l		
LCK 349 (range 0.05 – 1.5 mg/l PO ₄ -P)	0.088 mg/l	4.17 mg/l	0.675 mg/l
LCK 350 (range 2.0 – 20.0 mg/l PO ₄ -P)	0.366 mg/l	12.2 mg/l	0.822 mg/l
Gjennomsnitt	4.321 mg/l		

Nitrogen-Laboratoriedata-Først minirensanlegg			
Prøvetakinger	1.Prøvetaking	2.Prøvetaking	3.Prøvetaking
LCK 138 (range 1.0 – 16.0 mg/l TN _b)	20.4 mg/l		
LCK 238 (range 5.0 – 40.0 mg/l TN _b)	24.8 mg/l	71.7 mg/l	
LCK 338 (range 20 – 100.0 mg/l TN _b)	27.3 mg/l	31.5 mg/l	32.9 mg/l
Gjennomsnitt	29.73 mg/l		
Nitrogen-Laboratoriedata-Andre minirensanlegg			
Prøvetakinger	1.Prøvetaking	2.Prøvetaking	3.Prøvetaking
LCK 138 (range 1.0 – 16.0 mg/l TN _b)	23.0 mg/l	6.95 mg/l	
LCK 238 (range 5.0 – 40.0 mg/l TN _b)	31.7 mg/l	39.5 mg/l	35.7 mg/l
LCK 338 (range 20 – 100.0 mg/l TN _b)	41.8 mg/l	16.8 mg/l	
Gjennomsnitt	24.78 mg/l		
Nitrogen-Laboratoriedata-Tredje minirensanlegg			
Prøvetakinger	1.Prøvetaking	2.Prøvetaking	3.Prøvetaking
LCK 138 (range 1.0 – 16.0 mg/l TN _b)	12.8 mg/l		58.1 mg/l
LCK 238 (range 5.0 – 40.0 mg/l TN _b)	43.3 mg/l		45.35 mg/l
LCK 338 (range 20 – 100.0 mg/l TN _b)	55.0 mg/l	48.1 mg/l	17.95 mg/l
Gjennomsnitt	44.9 mg/l		
Nitrogen-Laboratoriedata-Fjerde minirensanlegg			
Prøvetakinger	1.Prøvetaking	2.Prøvetaking	3.Prøvetaking
LCK 138 (range 1.0 – 16.0 mg/l TN _b)	15.3 mg/l	11.6 mg/l	7.71 mg/l
LCK 238 (range 5.0 – 40.0 mg/l TN _b)	17.6 mg/l	58.0 mg/l	
LCK 338 (range 20 – 100.0 mg/l TN _b)	26.5 mg/l	21.1 mg/l	-1.56 mg/l
Gjennomsnitt	12.3 mg/l		

KOF-Laboratoriedata-Først minirensanlegg			
Prøvetakinger	1.Prøvetaking	2.Prøvetaking	3.Prøvetaking
LCK 414 (range 5.0 – 60.0 mg/l O ₂)	76 mg/l		
LCK 514 (range 100.0 – 2000.0 mg/l O ₂)	359 mg/l	68.9 mg/l	55.3 mg/l
LCK 614 (range 50.0 – 300.0 mg/l O ₂)	370 mg/l	197 mg/l	222 mg/l
Gjennomsnitt	259.33 mg/l		
KOF-Laboratoriedata-Andre minirensanlegg			
Prøvetakinger	1.Prøvetaking	2.Prøvetaking	3.Prøvetaking
LCK 414 (range 5.0 – 60.0 mg/l O ₂)	74.7 mg/l		
LCK 514 (range 100.0 – 2000.0 mg/l O ₂)	236.0 mg/l	72.0 mg/l	
LCK 614 (range 50.0 – 300.0 mg/l O ₂)	294.0 mg/l	196.0 mg/l	189.0 mg/l
Gjennomsnitt	207.0 mg/l		
KOF-Laboratoriedata-Tredje minirensanlegg			
Prøvetakinger	1.Prøvetaking	2.Prøvetaking	3.Prøvetaking
LCK 414 (range 5.0 – 60.0 mg/l O ₂)	67.5 mg/l		
LCK 514 (range 100.0 – 2000.0 mg/l O ₂)	582.0 mg/l	201.0 mg/l	99.9 mg/l
LCK 614 (range 50.0 – 300.0 mg/l O ₂)	362.0 mg/l		264.0 mg/l
Gjennomsnitt	349.0 mg/l		
KOF-Laboratoriedata-Tredje minirensanlegg			
Prøvetakinger	1.Prøvetaking	2.Prøvetaking	3.Prøvetaking
LCK 414 (range 5.0 – 60.0 mg/l O ₂)	52.9 mg/l		
LCK 514 (range 100.0 – 2000.0 mg/l O ₂)	95.8 mg/l		
LCK 614 (range 50.0 – 300.0 mg/l O ₂)	133.0 mg/l	240.0 mg/l	229.0 mg/l
Gjennomsnitt	200.7 mg/l		

BOF5-Laboratoriedata-Først minirensanlegg	
Parameter	BOF5 mg/L
1.Prøvetaking	35.2 mg/l
2.Prøvetaking	7 mg/l
3.Prøvetaking	4.2 mg/l
Gjennomsnitt	15.47 mg/l
BOF5-Laboratoriedata-Andre minirensanlegg	
Parameter	BOF mg/L
1.Prøvetaking	4.2 mg/l
2.Prøvetaking	5.6 mg/l
3.Prøvetaking	0.0 mg/l
Gjennomsnitt	3.27 mg/l
BOF5-Laboratoriedata-Tredje minirensanlegg	
Parameter	BOF mg/L
1.Prøvetaking	152 mg/l
2.Prøvetaking	46.5 mg/l
3.Prøvetaking	19.7 mg/l
Gjennomsnitt	72.7 mg/l
BOF5-Laboratoriedata-Fjerde minirensanlegg	
Parameter	BOF mg/L
1.Prøvetaking	21.1 mg/l
2.Prøvetaking	39.9 mg/l
3.Prøvetaking	28.2 mg/l
Gjennomsnitt	29.7 mg/l

TSS-Laboratoriedata-Først minirensanlegg				
Parameterer	Tørket filter	Brukt filter	Vann volum	TSS mg/L
1.Prøvetaking	0.096 g	0.098 g	50 ml	40 mg/L
2.Prøvetaking	0.096 g	0.097 g	50 ml	20 mg/L
3.Prøvetaking	0.095 g	0.097 g	50 ml	40 mg/L
Gjennomsnitt	0.095 g	0.097 g	50 ml	33.3 mg/L
TSS-Laboratoriedata-Andre minirensanlegg				
Parameterer	Tørket filter	Brukt filter	Vann volum	TSS mg/L
1.Prøvetaking	0.096 g	0.101 g	50 ml	100 mg/L
2.Prøvetaking	0.096 g	0.098 g	50 ml	40 mg/L
3.Prøvetaking	0.095 g	0.097 g	50 ml	40 mg/L
Gjennomsnitt	0.095 g	0.098 g	50 ml	60 mg/L
TSS-Laboratoriedata-Tredje minirensanlegg				
Parameterer	Tørket filter	Brukt filter	Vann volum	TSS mg/L
1.Prøvetaking	0.096 g	0.107 g	50 ml	220 mg/L
2.Prøvetaking	0.096 g	0.098 g	50 ml	40 mg/L
3.Prøvetaking	0.095 g	0.097 g	50 ml	40 mg/L
Gjennomsnitt	0.095 g	0.100 g	50 ml	100 mg/L
TSS-Laboratoriedata-Fjerde minirensanlegg				
Parameterer	Tørket filter	Brukt filter	Vann volum	TSS mg/L
1.Prøvetaking	0.096 g	0.098 g	50 ml	40 mg/L
2.Prøvetaking	0.096 g	0.101 g	50 ml	100 mg/L
3.Prøvetaking	0.095 g	0.097 g	50 ml	40 mg/L
Gjennomsnitt	0.095 g	0.098 g	50 ml	60 mg/L

Først minirensesanlegg-Turbiditet	
Parameter	Turbiditet NTU
1.Prøvetaking	10.8 NTU
2.Prøvetaking	8.66 NTU
3.Prøvetaking	7.65 NTU
Gjennomsnitt	9.03 NTU
Andre minirensesanlegg-Turbiditet	
Parameter	Turbiditet NTU
1.Prøvetaking	11.3 NTU
2.Prøvetaking	9.33 NTU
3.Prøvetaking	5.10 NTU
Gjennomsnitt	8.57 NTU
Tredje minirensesanlegg-Turbiditet	
Parameter	Turbiditet NTU
1.Prøvetaking	135 NTU
2.Prøvetaking	40.4 NTU
3.Prøvetaking	39.8 NTU
Gjennomsnitt	71.73 NTU
Fjerde minirensesanlegg-Turbiditet	
Parameter	Turbiditet NTU
1.Prøvetaking	1.40 NTU
2.Prøvetaking	52.2 NTU
3.Prøvetaking	10.5 NTU
Gjennomsnitt	21.3 NTU

Først minirensesanlegg-pH	
Parameter	pH
1.Prøvetaking	6.93
2.Prøvetaking	7.32
3.Prøvetaking	7.58
Gjennomsnitt	7.27
Andre minirensesanlegg-pH	
Parameter	pH
1.Prøvetaking	6.7
2.Prøvetaking	7.58
3.Prøvetaking	6.99
Gjennomsnitt	7.09
Tredje minirensesanlegg-pH	
Parameter	pH
1.Prøvetaking	5.95
2.Prøvetaking	7.24
3.Prøvetaking	7.3
Gjennomsnitt	6.83
Fjerde minirensesanlegg-pH	
Parameter	pH
1.Prøvetaking	6.34
2.Prøvetaking	4.32
3.Prøvetaking	7.19
Gjennomsnitt	5.95

Først minirensesanlegg-E.coli					
Prøvetakinger	Fortynning	Stor brønn	Liten brønn	Tabellverdi	MPN, E.coil/100mL
1.Prøvetaking	–	–	–	–	–
2.Prøvetaking	1/10000	0	0	<1	1.0×10^4
3.Prøvetaking	1/10000	0	0	<1	1.0×10^4
Gjennomsnitt					1.0×10^4
Andre minirensesanlegg-E.coli					
Prøvetakinger	Fortynning	Stor brønn	Liten brønn	Tabellverdi	MPN, E.coil/100mL
1.Prøvetaking	–	–	–	–	–
2.Prøvetaking	1/10000	11	1	13.4	1.34×10^5
3.Prøvetaking	1/10000	1	1	2	2.0×10^4
Gjennomsnitt					7.7×10^3
Tredje minirensesanlegg-E.coli					
Prøvetakinger	Fortynning	Stor brønn	Liten brønn	Tabellverdi	MPN, E.coil
1.Prøvetaking	–	–	–	–	–
2.Prøvetaking	1/10000	2	0	2	2.0×10^4
3.Prøvetaking	1/10000	5	1	6.3	6.3×10^4
Gjennomsnitt					4.15×10^4
Fjerde minirensesanlegg-E.coli					
Prøvetakinger	Fortynning	Stor brønn	Liten brønn	Tabellverdi	MPN, E.coil
1.Prøvetaking	–	–	–	–	–
2.Prøvetaking	1/10000	0	0	<1	1.0×10^4
3.Prøvetaking	1/10000	0	0	<1	1.0×10^4
Gjennomsnitt					1.0×10^4

