



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2023 30 stp**

Fakultet for realfag og teknologi

## **Representativ prøvetaking og optimalisering av store jordbaserte infiltrasjonsanlegg**

Representative sampling and optimization of large  
soil-based infiltration systems

**Joakim Rognsøy**

Vann- og miljøteknikk

## Sammendrag

Masteroppgaven omhandler prøvetaking og optimalisering av store jordbaserte infiltrasjonsanlegg. Oppgaven har som mål å drøfte forskjellige metoder som brukes for prøvetaking i dag opp mot resultater og erfaringer, for videre å oppnå gode, representative prøvetakingsmetoder.

Store jordbaserte infiltrasjonsanlegg er godt egnet når dimensjoneringsprosessen er utført riktig, med grunnundersøkelser som ligger i sand og grusforekomster med tilstrekkelig renseevne. Anleggene er lite inngripende på miljø, og krever lite vedlikehold. Forurensningsforskriften kapittel 14 er utarbeidet uten hensyn til infiltrasjonsanlegg, og det medfører utfordringer for store infiltrasjonsanlegg i dag, og da spesielt i form av prøvetakingsproblematikk.

Fire infiltrasjonsanlegg er analysert og beskrevet ut ifra innsamlet prøvetaking- og driftsdata i løpet av de siste to tiårene. Det er sammenliknet metoder som brukes på de forskjellige områdene, og tilnærmet en optimalisering.

Prøvene som er uthentet for de fleste anleggene er ved bruk av prøvetakingsbrønn i grunnvannsoppstuvning i skillet mellom umettet og mettet sone. Dette er den metoden som med dagens utstyr gir resultater med lavest fortynningsgrad.

Det er tydelig at flere anlegg krever oppgraderinger for å tilnærme seg dagens standard for avløpshåndtering, spesielt med tanke på forbehandlingsmetoder. Standardisering av brønnplassering og klare retningslinjer for dimensjonering vil være forbedrende tiltak for anleggstypen. Videre vil utvikling av prøvetakingsprosedyrer og utstyr, samt grundigere undersøkelser av miljøpåvirkninger være avgjørende for videre bruk av infiltrasjonsanlegg i Norge.

## Abstract

This masters' thesis addresses the challenges of sampling and optimizing large soil-based infiltration systems. The goal is to discuss the currently used sampling methods in comparison to results and experiences from the treatment plants, with the aim of establishing effective and representative sampling techniques.

Large soil-based infiltration systems are suited when the design process is executed correctly, with geotechnical investigations showing sand and gravel deposits with sufficient treatment capacity. Infiltration systems have minimal environmental impact and has low requirements for maintenance. Regulations, specifically chapter 14 of the Norwegian pollution regulations, were formulated with consideration of infiltration systems, which consequently is leading to challenges for soil infiltration systems today, and especially for sampling.

The thesis describes four infiltration systems based on collected sampling and operational data over the past two decades. Comparison of methods used in different areas, aiming to optimize the current methods. The systems discussed are using groundwater wells placed in proximity between the saturated and unsaturated zone in the soil, as this provides us with the lowest levels of dilution with the current equipment used.

Several systems clearly see a need for upgrades to align with the contemporary wastewater management standards, especially concerning pretreatment methods. Standards for well placement and providing clear sizing guidelines would enhance the efficiency for soil infiltration systems. Additionally, the development of sampling procedures and equipment, along with comprehensive investigation into environmental impact, be crucial for the continued use of infiltration systems in Norway.

## Forord

Denne masteroppgaven er skrevet ved fakultet for realfag og teknologi høsten 2023. Oppgaven er utført med god veiledning fra Knut Robert Robertsen ved Asplan Viak AS, og Arve Heistad ved NMBU.

Jeg vil gi en spesiell takk til Knut Robert Robertsen for engasjerende samtaler, innholdsrike ekskursjoner, og en livstid med kunnskap videreformidlet til en nysgjerrig masterstudent. Jeg vil i tillegg takke Rolf E. Forbord for masse latter og gode diskusjoner under en ellers regnfull felttur ved Bjorli renseanlegg. Takk til alle jeg har møtt gjennom møter og besøk på renseanlegg, for givende samtaler og ny kunnskap.

Jeg vil i tillegg utbringe en skål, og en takk til alle på mastersalen som har stått sammen med meg i travle, hyggelige og slitsomme perioder. Det har vært fine avbrekk, middager og lunsjpauser med dere. Jeg vil takke mine foreldre for hjelp med gjennomlesning, mine gode naboer for godt samhold og min samboer for oppmuntring i en travel periode.

Ås, 14.12.2023

*Joakim Ødegaard Rognsøy*  
Joakim Ødegaard Rognsøy

## Forkortelser

**pe** – Personekvivalent

**RA** – Renseanlegg

**BOF<sub>5</sub>** – Biokjemisk oksygenforbruk over 5 døgn

**KOF** – Kjemisk oksygenforbruk

**SS** – Suspendert stoff

# 1. Innhold

1.2	Tabelliste.....	vii
1.3	Figurliste .....	viii
2.	Bakgrunn .....	1
3.	Historikk.....	3
3.1	Introduksjon til infiltrasjonsanlegg.....	3
4.	Regelverk knyttet til jordbaserte infiltrasjonsanlegg.....	5
	.....	5
4.1	Renseeffekt.....	6
4.2	Prøvetaking.....	8
5.	Teoretisk grunnlag .....	9
5.1	Avløpsvannets sammensetning .....	9
5.2	Renseprosesser i infiltrasjonsanlegg.....	11
5.3	Grunnforhold for gunstig drift av infiltrasjonsanlegg .....	15
5.4	Oppbygning og dimensjoneringsgrunnlag.....	16
	Forbehandling.....	18
	Kornfordelingsanalyse og infiltrasjonstest.....	19
	Strømningsforhold og fordeling.....	22
	Oppholdstid .....	23
5.5	Prøvetakningsmetoder for infiltrasjonsanlegg .....	24
	Bruk av prøvetakingsbrønner i grunnvannsoppstuvning.....	24
	Måling i umettet sone ved bruk av vakuumsystem .....	25
	Påvirkning av sesongvariasjon .....	26
6.	Metode.....	27
7.	Resultater fra et uttak jordbaserte anlegg i Norge .....	29
7.1	Folldal Renseanlegg .....	29

Prøveresultater .....	32
7.2 Lesjaverk Renseanlegg.....	37
Prøveresultater .....	41
7.3 Bjorli Renseanlegg .....	42
Prøveresultater .....	48
7.4 Åbogen Renseanlegg.....	52
Prøveresultater .....	54
8. Diskusjon rundt prøvetakingsprosedyrer og optimalisering .....	56
8.1 Problematikk og utfordringer .....	56
8.2 Krav til akkreditert og representativ prøvetaking .....	58
8.3 Forbedring av forbehandlingsmetoder .....	58
8.4 Standardisering av brønnplassering og pumpeteknikk.....	59
Konsekvenser av feil brønnplassering .....	60
8.5 Prøvetakingsmetoder utenfor Norge .....	61
8.6 Utstyrshåndtering .....	62
8.7 Håndtering av prøver .....	63
8.8 Uttak av prøver.....	64
8.9 Analyseparametere for avløpsvann.....	65
8.10 Formål.....	66
9. Konklusjon .....	67
10. Videre arbeid .....	68
10.1 Mengdeproporsjonal prøvetaking.....	68
10.2 Kartlegge oppholdstid på infiltrasjonsanlegg.....	68
10.3 Rimelighetskrav og miljømessig påvirkning fra infiltrasjonsanlegg. ....	68
10.4 Kartlegging av smitteførende bakterier i infiltrasjon. ....	69

## 1.2 Tabelliste

Tabell 5-1: Beregnede konsentrasjoner (g/m <sup>3</sup> ) for ulike situasjoner i et avløpssystem (Ødegaard, 2014a).....	9
Tabell 5-2: En grov fraksjonering av et typisk, norsk avløpsvann med hensyn til partikkelstørrelse (Ødegaard, 2014a).....	10
Tabell 5-3: spesifikk forurensningsmengde(Ødegaard, 2014a) .....	10
Tabell 5-4: Resipientegenskaper til jord, +++ svært bra, ++ bra, - mindre bra/uegnet, -/+ lokale variasjoner (Mæhlum & Hensel, 2017). .....	15
Tabell 5-5: Empirisk forhold mellom målt vannledningsevne og infiltrasjonskapasitet for avløpsvann gjeldende for klasse 1.(NIBIO, rev. 2017) .....	21
Tabell 5-6: Empirisk effektivt porevolum for en del vanlige jordarter. (Statens forurensningstilsyn et al., 1986) .....	23
Tabell 7-1: Jordprofil for Moan renseanlegg, Folldal kommune. (Robertsen, 1995) .	31
Tabell 7-2: T-test utført for rensegrad av fosfor på vinterstid mot rensegrad på sommertid. ....	36
Tabell 7-3: t-test utført for å se på variasjon mellom sommertid og vinterstid for prøveresultatene. ....	36
Tabell 7-4: t-test utført for forskjell på renseresultater i sommerperiodene mot vinterperiodene. ....	37
Tabell 7-5: Belastningsverdier for Lesjaverk renseanlegg i perioden 2009 til 2021, røde verdier viser verdier over hva anlegget er dimensjonert for .(Haugen, 2023) ..	42
Tabell 7-6: Kloridverdier for Lesjaverk renseanlegg i løpet av 2021. (Haugen, 2023) .....	42
Tabell 7-7: Årsbelastning ved Bjorli renseanlegg. Røde felt viser tilførsel høyere enn dimensjoneringsgrunnlaget på 450 m <sup>3</sup> /d. * Innlekk av grunnvann ifm. Snøsmelting (mai), ** maks uke BOF5 (Haugen & Robertsen, 2023). ....	48
Tabell 7-8: T-test utført for fosformålinger på sommerstid mot vinterstid. ....	50
Tabell 7-9: T-test utført for BOF <sub>5</sub> -målinger på sommerstid mot vinterstid. ....	51
Tabell 7-10: T-test utført for nitrogenmålinger på sommerstid mot vinterstid. ....	51



Tabell 8-1: Analyseparametere og informasjon om hvordan prøven tas for prøver tilknyttet kommunalt avløpsvann. Hentet fra eurofins' veileder. (eurofins) supplementert for TKB. ....	65
--	----

### 1.3 Figurliste

Figur 3-1: Tverrsnitt av lukket infiltrasjonsanlegg, og virkemåte. (Illustratør: Karl Gundersen) .....	4
Figur 4-1: Områdeinndeling etter følsomhet (Vedlegg 1, Forurensningsforskriften) ....	5
Figur 5-1: Oversikt over renseprosesser som forekommer i infiltrasjonsanlegget. (Illustratør: Karl Gundersen).....	11
Figur 5-2: Rustbrunt sjikt i jordprofilet. Høyt jerninnhold. (Foto: Privat) .....	13
Figur 5-3: Løsmassekart som viser løsmasser ved Bjorli renseanlegg. Rød sirkel indikerer anleggets beliggenhet. ....	16
Figur 5-4: Prinsippskisse av liggende slamavskiller med tre kammer. Viser akkumulasjon av flyteslam og bunnslam (illustrasjon hentet fra Avlop.no) .....	18
Figur 5-5: Kornfordelingskurve. Viser sammenhengen mellom partikkeldiameter og totale innholdet av prøven. Her hentes middelkornstørrelse og sorteringsgraden ut. (NIBIO, rev. 2017) .....	19
Figur 5-6: Infiltrasjonsdiagram med dimensjoneringsklasser (1,2,3,4). Inngangsparametere (S0 og Md) hentes fra kornfordelingskurven (VA-MB59,(NIBIO, rev. 2017)).....	20
Figur 5-7: Hydrologisk trekant. Strømningsretningen er vist med pil. (Statens forurensningstilsyn et al., 1986) .....	22
Figur 5-8: Prøvetakingsbrønn, Bjorli RA. (Foto: Privat) .....	24
Figur 5-9: Måleinstrument for måling av ledningsevne. (Foto: Privat) .....	24
Figur 5-10: Figuren viser oversikt over hvordan prøvetaking utføres. (Asplan Viak v/Maria Haugen og Knut Robert Robertsen) .....	25
Figur 7-1: Folldal sentrum og avstand mot avløpsrenseanlegget på Moan (markert med rødt). (Kartverket, 2023) .....	29

Figur 7-2: Flyfoto over det største renseanlegget i Folldal. Bildet viser 4 åpne infiltrasjonsbasseng. © (Kartverket, 2023) .....	30
Figur 7-3: Kartdata over anlegget som viser breelvavsetningen i forhold til nåværende elveløp. (NGU) .....	31
Figur 7-4: Slamanlegg vest for renseanlegget. ©(Kartverket, 2023) .....	32
Figur 7-5: Årsgjennomsnittlig rensegrad fosfor.....	33
Figur 7-6: Årsgjennomsnittlig rensegrad BOF5 .....	33
Figur 7-7: Årsgjennomsnittlig rensegrad KOF for prøver i perioden februar 2018 til desember 2022. ....	34
Figur 7-8: Rensegrad fosfor gitt i punktverdier for prøver tatt i perioden februar 2018 til desember 2022.....	34
Figur 7-9: Rensegrad for BOF <sub>5</sub> gitt i punktverdier for perioden februar 2018 til desember 2022. ....	35
Figur 7-10: Rensegrad for KOF gitt i punktverdier for perioden februar 2018 til desember 2022. ....	35
Figur 7-11: Infiltrasjonsbasseng ved Lesjaverk renseanlegg. (Foto: privat).....	37
Figur 7-12: Løsmassekart over Lesjaverk renseanlegg. Oppstrøms anlegget ligger morenslag, og selve anlegget ligger på breelvavsetning.(NGU) .....	38
Figur 7-13: Viser oversikt over renseanlegget (oransje) og brønnplassering (rødt) © (Kartverket, 2023).....	39
Figur 7-14: Prøvetakingsbrønn ved Lesjaverk. (Foto: Privat) .....	40
Figur 7-15: Rensegrad fosfor i perioden 2001-2021.....	41
Figur 7-16: Rensegrad BOF i perioden 2008-2021. ....	41
Figur 7-17: Bjorli renseanlegg markert med rød sirkel. (NGU) .....	43
Figur 7-18: Bilde av det nordlige bassenget ved Bjorli. (Foto: Privat).....	43
Figur 7-19: Løsmasseforhold ved Bjorli RA, oransje farge beskriver breelvavsetninger. (NGU).....	44
Figur 7-20: Overløpsbasseng på Bjorli (Foto: Privat) .....	45

Figur 7-21: Bjorli renseanlegg, med strømningsområde for rensset avløpsvann. Grunnvannets strømningsretning er vist med blå piler. Rød pil viser kildeutslag fra grunnvannsmagasinet, med avrenning videre til Rauma. Svarte piler viser Raumas strømningsretning. (Robertsen et al., 2022).....	46
Figur 7-22: Oversikt over vannføring i Rauma(Stuguflåten) i perioden 1971-2023(NVE, 2023c).....	47
Figur 7-23: Myrområde i utløpsretningen fra Bjorli RA ut mot sekundærresipienten. (Foto: Privat) .....	47
Figur 7-24: Prøvetakingsresultater for BOF ved Bjorli renseanlegg i perioden juli 2012 til desember 2022.....	48
Figur 7-25: Prøvetakingsresultater for fosfor ved Bjorli renseanlegg i perioden juli 2012 til desember 2022. Prøver med negativ renseeffekt er satt lik 0. Ved 0 i renseeffekt er det ikke dokumentert driftsforstyrrelser eller annen feil. ....	49
Figur 7-26: Prøvetakingsresultater for nitrogen ved Bjorli rensanlegg i perioden juli 2012 til desember 2022.....	49
Figur 7-27: Tverrsnitt gjennom infiltrasjonsanlegget på Åbogen.(Robertsen, 2016). 52	
Figur 7-28: Oversiktsbilde over anleggskomponenter ved Åbogen RA. (Robertsen, 2016).....	53
Figur 7-29: Detaljkart over Åbogen renseanlegg (Robertsen, 2016). ....	54
Figur 7-30: Historiske rensresultat for fosfor ved Åbogen RA. ....	54
Figur 7-31: Historiske rensresultat for KOF ved Åbogen RA. ....	55
Figur 8-1: Oversikt over brønnplassering på Randsverk RA, Vågå kommune. (Robertsen & Haugen). ....	61
Figur 8-2: Oversikt over strømningsretning og brønnplassering ved Randsverk RA i Vågå kommune. (Robertsen & Haugen) .....	61
Figur 8-3: Prøvetakingsutsyr brukt ved Bjorli RA (Foto: Privat) .....	62

## 2. Bakgrunn

Oppgaven har som mål å diskutere metodikk og prosedyrer for prøvetaking på store jordbaserte infiltrasjonsanlegg. Oppgaven er en reaksjon på vedtak og utsagn fra Miljødirektoratet og Statsforvalteren i Oslo og Viken om utfasing av infiltrasjonsanlegg som renseløsning for kommunalt avløpsvann fra større tettbebyggelser datert 03.02.2023(Vedlegg 1). Infiltrasjonsanlegg under kapittel 14, samt kapittel 13 i tettbebyggelse er berørt.

Miljødirektoratet hevder i sitt brev at anleggene ikke vil klare å overholde kravene som gjelder for rensing av kommunalt avløpsvann fra tettbebyggelser fastsatt i forurensningsforskriften kapittel 14. Det er informert om at utfasingen vil skje etter hvert som Statsforvalteren har hjemmel til å kreve omgjøring av tillatelse, eller får en ny søknad om tillatelse til behandling iht. forurensningsforskriften § 14-4. (Miljødirektoratet, 2023)

Miljødirektoratet påstår at infiltrasjonsanleggene i liten grad vil rense annet enn partikulært stoff, og kun kan fungere som et filter. Samtidig kommer påstander om mangel på oppholdstid og mangel på tilstrekkelig yteevne under alle klimatiske forhold. Det fastslås her at Miljødirektoratet ikke anser infiltrasjonsanlegg som en egnet renseløsning for å oppnå sekundærrensing med fosforfjerning i henhold til kravene til kapittel 14 i forurensningsforskriften. (Miljødirektoratet, 2023)

Et bredt fagmiljø inkludert NMBU, Norsk Vann, NIBIO og Asplan Viak AS reagerer på den faglige argumentasjonen brukt i brevet fra miljødirektoratet og mener påstandene viser mangel på forståelse rundt forskning, utvikling og oppbygning av infiltrasjonsanlegg i denne størrelsesordenen. Det er fremmet et ønske om at miljødirektoratet revurderer sin anbefaling om utfasing av infiltrasjonsanlegg, og justerer veiledning til forurensningsforskriften som omhandler prøvetaking. (Robertsen et al., 2023)

Under revisjon av forurensningsforskriften i 2007 ble ikke infiltrasjonsanlegg og prøvetaking for anleggstypen innarbeidet i kapittel 14, selv med fire anlegg over 2000 pe i drift i dag. Forurensningsforskriften kapittel 14, og veilederen som er utarbeidet til denne, har kun stilt krav som er tilrettelagt for konvensjonelle biologisk-kjemiske renseanlegg. Dette burde ikke gi grunnlag for å fase ut godt dokumenterte renseløsninger som infiltrasjonsanlegg.

På bakgrunn av dette vil oppgaven inneholde dokumentasjon og diskusjon rundt prøvetakingsmetoder som er brukt i dag, og hvordan man kan minke sannsynlighet for feilkilder og usikkerheter rundt prøvetaking på store jordbaserte infiltrasjonsanlegg.

### 3. Historikk

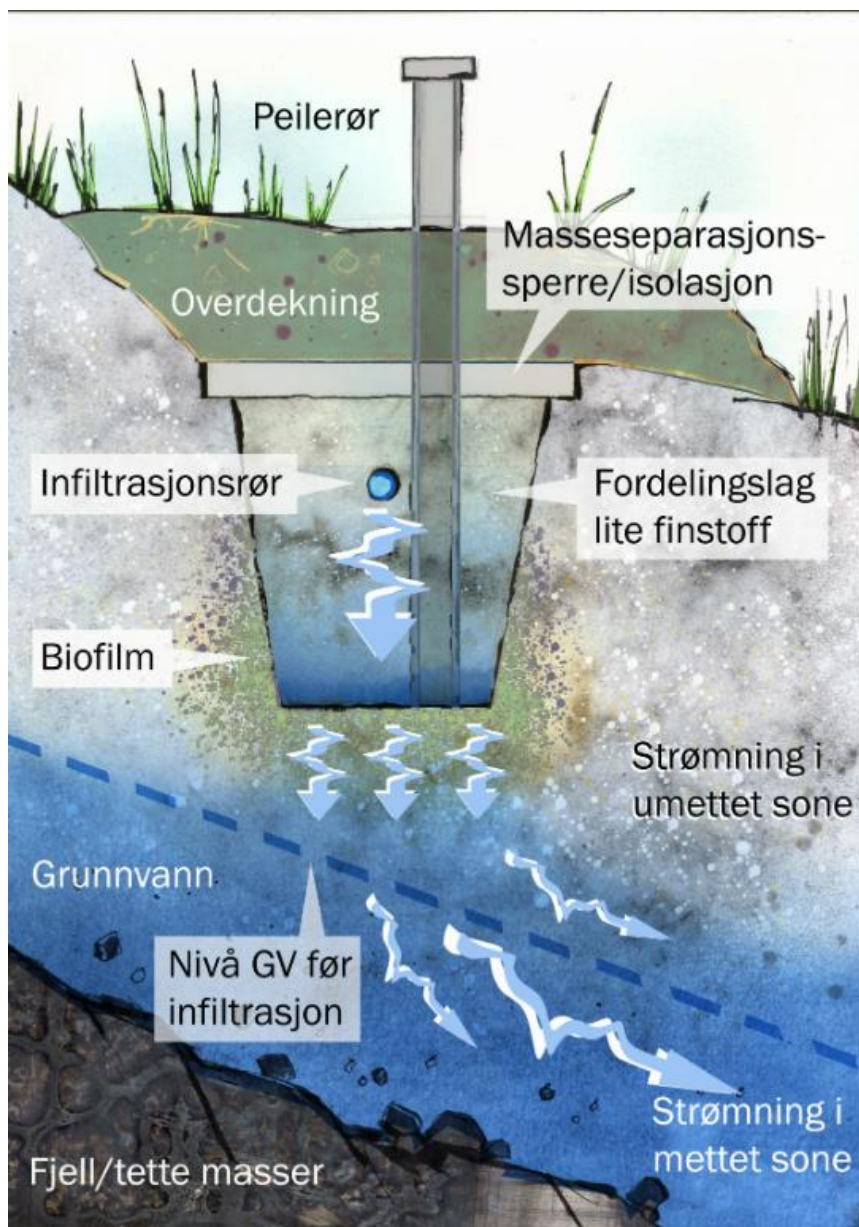
Store infiltrasjonsanlegg har vært anvendt i Norge siden slutten av 1970-tallet. Det var i perioden frem mot 2000-tallet ansett som en foretrukken løsning i områder med høye variasjoner i tilførte avløpsmengder. Det har vært vanlig med bruk av lukkede infiltrasjonsanlegg, men flere åpne infiltrasjonssystemer er også anlagt. (Robertsen et al., 2023)

Det er over 175 infiltrasjonsanlegg i størrelsesorden >50 pe i Norge i dag. Men dette tallet omfatter stor usikkerhet og det er store mørketall som kan tyde på et større antall anlegg, da dette er ansett som den mest driftssikre metoden i hyttefelt og turistområder med betydelig sesongvariasjon. (Robertsen et al., 2023)

I Sverige er infiltrasjonsanlegg svært utbredt, og tall fra 2014 viser at rundt 28% av svenske husholdninger er påkoblet spredte avløpsløsninger hvor rundt 30% av disse er slamavskillere i kombinasjon med infiltrasjonsløsninger (Gao et al., 2019). I tillegg oppgir Norsk Vann etter samtaler med Naturvårdsverket og Havs- og vattenmyndigheten at det finnes over 7500 infiltrasjonsanlegg mellom 25 og 200pe i Sverige.

#### 3.1 Introduksjon til infiltrasjonsanlegg

Infiltrasjonsanlegg har i lang tid vært et alternativ for konvensjonelle biologisk-kjemiske renseanlegg. Infiltrasjonsanleggene avhenger av gode grunnforhold og tilstrekkelig avstand til grunnvannsnivå (mektighet). Anleggene er basert på strømning av vann til en filterflate, der spillvannet får trenge gjennom løsmassene. Generelt skilles det mellom åpne og lukkede infiltrasjonssystemer. Åpne infiltrasjonsbasseng har ingen overdekning og opereres ved at et utløpsrør fyller et åpent basseng med avløpsvann. Lukkede systemer har overdekning og bruker ofte støtbelastning til å fordele spillvannet utover flaten ved bruk av perforerte rør (Figur 3-1). Det er både brukt stedlige og tilkjørte masser ved bygging av infiltrasjonsanlegg, alt ettersom hvilke løsmasser som er tilgjengelig ved bygging av anlegget.

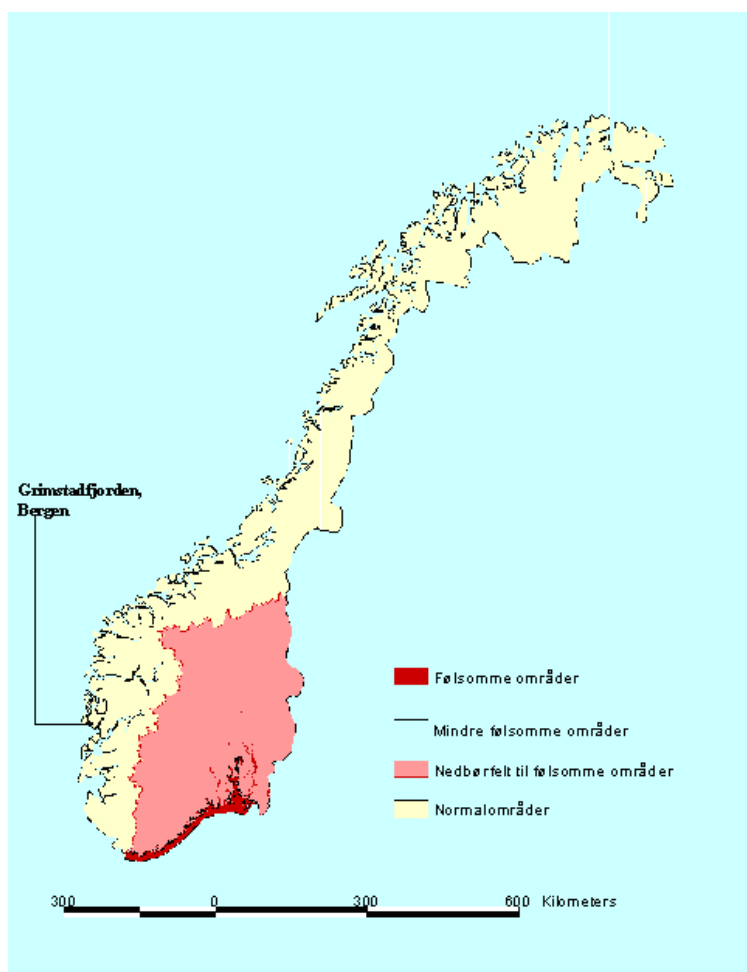


Figur 3-1: Tverrsnitt av lukket infiltrasjonsanlegg, og virkemåte. (Illustratør: Karl Gundersen)

Ved dimensjonering av jordbaserte infiltrasjonsanlegg vurderes filterflatens permeabilitet (infiltrasjonskapasitet), mengden vann som jordarten kan ta imot uten kritisk oppstuvning av filteret (hydraulisk kapasitet), jordartens sammensetning med tanke på renseevne og avstand til grunnvannsnivå (NIBIO, rev. 2017).

Infiltrasjonsløsninger kan ha god hydraulisk kapasitet med begrenset renseevne på grunn av tilstedeværende grunnforhold. Moderne anlegg bygges for optimalisering av fysiske, kjemiske og biologiske prosesser med tilstrekkelig hydraulisk yteevne. (Siegrist et al., 2000)

## 4. Regelverk knyttet til jordbaserte infiltrasjonsanlegg



Figur 4-1: Områdeinndeling etter følsomhet (Vedlegg 1, Forurensningsforskriften)

§11-6 (Forurensningsforskriften, 2004) omhandler områdeinndeling, som beskriver de mest sårbare utslippsområdene i Norge. De følsomme områdene inkluderer Oslofjorden, og strekket fra svenskegrensen til Lindesnes. Rosa markering på kartet representerer områdene med nedbørfelt og avrenning med utløp i de overnevnte områdene. Det resterende feltet på kartet, inkludert Vestlandet, Trøndelag og Nord-Norge, er beskrevet som normale områder. Det kan vises til at følsomme områder representerer vassdrag med høyere belastning grunnet høy befolkningstetthet. Disse områdene er mer utsatt for eutrofiering og akkumulering av stoffer som fører til dårlig vannkvalitet. Flere av anleggene som blir illustrert i oppgaven ligger innenfor sonen med avrenning til følsomme områder.



Forurensningsforskriften §12-10 setter krav til størrelse og utforming. Det stilles også krav til dimensjonering etter hvilke lokale forhold som er tilstedeværende, herunder Infiltrasjonskapasitet, hydraulisk kapasitet, løsmassens egenskap som rensemedium og risiko for forurensning. Det er i tillegg krav om at dokumentasjonen er utført av nøytral fagkyndig, samt at prøver skal analyseres av laboratorier som er akkreditert for de gjeldene prøvene. (Forurensningsforskriften, 2004)

Forurensningsforskriften §13-13 omhandler alternativer til prøvetaking på anlegg 50-1000 pe i mindre følsomt område. Disse anleggene kan ha dokumentasjon som alternativ til årlig prøvetaking. Dette må gjøres innen 18 måneder av anleggets oppstart, og krav om verifisering av at kravene overholdes. Dette gjøres med minimum 6 prøver over perioden av et år. (Forurensningsforskriften, 2004)

«Kapittel 14 gjelder for utslipp av kommunalt avløpsvann fra tettbebyggelse med samlet utslipp større enn eller lik 2000 pe til ferskvann og elvemunning, og større enn 10.000 til pe til sjø» (Forurensningsforskriften, 2004). Imidlertid nevnes ikke infiltrasjonsanlegg spesifikt i kapittel 14.

#### 4.1 Renseeffekt

Følgende krav stilles til rensegrad på anlegg innenfor kapittel 14 i forurensningsforskriften (Forurensningsforskriften, 2004):

*Primærrensing:* En renseprosess der både

1.  $\text{BOF}_5$ -mengden i avløpsvannet reduseres med minst 70% av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 25mg  $\text{O}_2$  /l ved utslipp.
2. SS-mengden i avløpsvannet reduseres med minst 50% av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 60mg/l ved utslipp.

*Sekundærrensing:* En renseprosess der både

1.  $\text{BOF}_5$  -mengden i avløpsvannet reduseres med minst 70% av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 25mg  $\text{O}_2$  /l ved utslipp.
2.  $\text{KOF}_{\text{CR}}$  -mengden i avløpsvannet reduseres med minst 75% av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 125mg  $\text{O}_2$  /l ved utslipp.

*Fosforfjerning:* En renseprosess der fosformengden i avløpsvannet reduseres med minst 90% av det som blir tilført renseanlegget.

*Nitrogenfjerning:* En renseprosess der nitrogenmengden i avløpsvannet reduseres med minst 70% av det som blir tilført renseanlegget.

Forurensningsforskriften §14-6. omhandler utslipp til følsomt område. Kommunalt avløpsvann med utløp til følsomme områder jf. Figur 4-1 har krav om fosforfjerning, samt sekundærrensing hvis anlegget bygges nytt eller anlegg som endres vesentlig. Det er også gitt nitrogenfjerningskrav for enkelte tettbebyggelser av kapittel 11, vedlegg 1, punkt 3. Disse tettbebyggelsene er Nordre Follo, Oslo, Jessheim og Lillehammer. (Forurensningsforskriften, 2004)

Forurensningsforskriften §14-7 omhandler utslipp til normalt område. Kommunalt avløpsvann med utslipp til normalt område jf. Figur 4-1 skal gjennomgå fosforfjerning. I tillegg skal nye og eksisterende renseanlegg som endres vesentlig gjennomgå sekundærrensing. (Forurensningsforskriften, 2004)

## 4.2 Prøvetaking

Forurensningsforskriften §14-11 omhandler prøvetaking (Forurensningsforskriften, 2004). Gjeldene krav er som følger:

1. «Ansvarlig for avløpsanlegget skal sørge for at det tas prøver av rensed avløpsvann.»
2. «Når prøven tas, skal tilført vannføring måles med en usikkerhet på maksimalt 10% og registreres.»
3. «Virksomheter som utfører prøvetaking, herunder konservering, skal fra 31. desember 2008 være akkreditert for prøvetaking eller ha et tilsvarende kvalitetssikringssystem for prøvetaking godkjent av en kvalifisert nøytral instans.»
4. «Prøvene skal være representative for avløpsvannet og tas ved hjelp av et automatisk, mengdeproporsjonalt prøvetakingssystem».
5. «Prøvene skal tas med jevne mellomrom gjennom året.»
6. «Prøvetakingstidspunktet skal være i henhold til en tidsplan oppsatt på forhånd i virksomhetens internkontroll. «
7. «Prøvene skal konserveres og oppbevares i samsvar med Norsk Standard eller annen anerkjent laboratoriepraksis.»
8. «Det skal tas døgnblandprøver når prøven skal analyseres for  $\text{BOF}_5$ ,  $\text{KOF}_{\text{CR}}$  eller SS.»
9. «Det skal tas ukeblandprøver når prøven skal analyseres for tot-P eller tot-N»
  - a. «6 prøver per år fra avløpsanlegg under 1000 pe,»
  - b. «12 prøver per år for avløpsanlegg mellom 1000 og 10.000 pe,»
  - c. «24 prøver per år for avløpsanlegg større enn eller lik 10.000 pe.»
10. «Dersom prøvetakingen av utløpsvannet er lokalisert slik at prøven ikke inkluderer avløpsvann som går i overløp i eller ved rensenanlegget, skal overløpsbidraget måles, registreres og medregnes i rensesgraden.»

## 5. Teoretisk grunnlag

### 5.1 Avløpsvannets sammensetning

Avløpsvannets sammensetning vil ha lokale forskjeller i form av påvirkningsgrad fra eventuell industri, bebyggelse og innlekkasjer på ledningsnett. Eksempelvis kan industripåslipp fra meierier og slakterier ha 5-10 ganger så høyt innhold av organisk materiale og suspendert stoff som kommunalt avløpsvann (Ødegaard, 2014a). Det er derfor viktig med kartlegging av industripåslipp i planleggingsfasen.

Som poengtert i Tabell 5-1 vil disse konsentrasjonene variere ut i fra hvilke klimatiske forhold som foreligger, samt kvaliteten på ledningsnett. Foreligger det høy innlekkasje på ledningsnett vil dette resultere i lavere konsentrasjoner ved innløpsprøver på anlegget ettersom en tar inn større andeler fremmedvann.

Tabell 5-1: Beregnede konsentrasjoner ( $g/m^3$ ) for ulike situasjoner i et avløpssystem (Ødegaard, 2014a).

Parameter	Tørrvær		Mye nedbør	
	Godt ledn.nett	Dårlig ledn.nett	Godt ledn.nett	Dårlig ledn.nett
BOF <sub>5</sub>	200	120	150	60
KOF	400	240	300	120
SS	233	140	175	70
Tot P	6,0	3,6	4,5	1,8
Tot N	40	24	30	12

Som vist i Tabell 5-2 vil avløpsvannets komponenter variere i partikkelstørrelse. Ut i fra disse verdiene kan vi se hvilke fraksjoner vi får fjernet i ulike deler av infiltrasjonsanlegget.

Tabell 5-2: En grov fraksjonering av et typisk, norsk avløpsvann med hensyn til partikkelstørrelse (Ødegaard, 2014a).

	Komponent (konsentrasjoner i mg/l)			
Fraksjon	COD	BOD <sub>7</sub>	Tot-P	Tot-N
Suspendert	200	80	1	4
Kolloidal	65	35	1	3
Løst	85	35	3	18
Total	350	150	5	25

Ved grundig analyse av avløpsvannets sammensetning kan ytterligere tiltak iverksettes for å hindre forurensning. Eksempelvis kan det være gunstig med forbehandling som fjerner komponenter med en negativ effekt på anlegget. Der lokale produksjonsanlegg av matvarer med høyt saltnivå, eller produksjonsanlegg som slipper ut store mengder organisk materiale vil det være gunstig å se på lokale tiltak ved produksjonsanlegget som kan minke påslippmengden.

Nitrogenet i avløpsvannet stammer hovedsakelig fra proteiner i maten vi spiser, og tilføres i hovedsak i form av urea. Fosforet i avløpsvannet stammer i hovedsak fra klosettavløp (Jenssen et al., 2006).

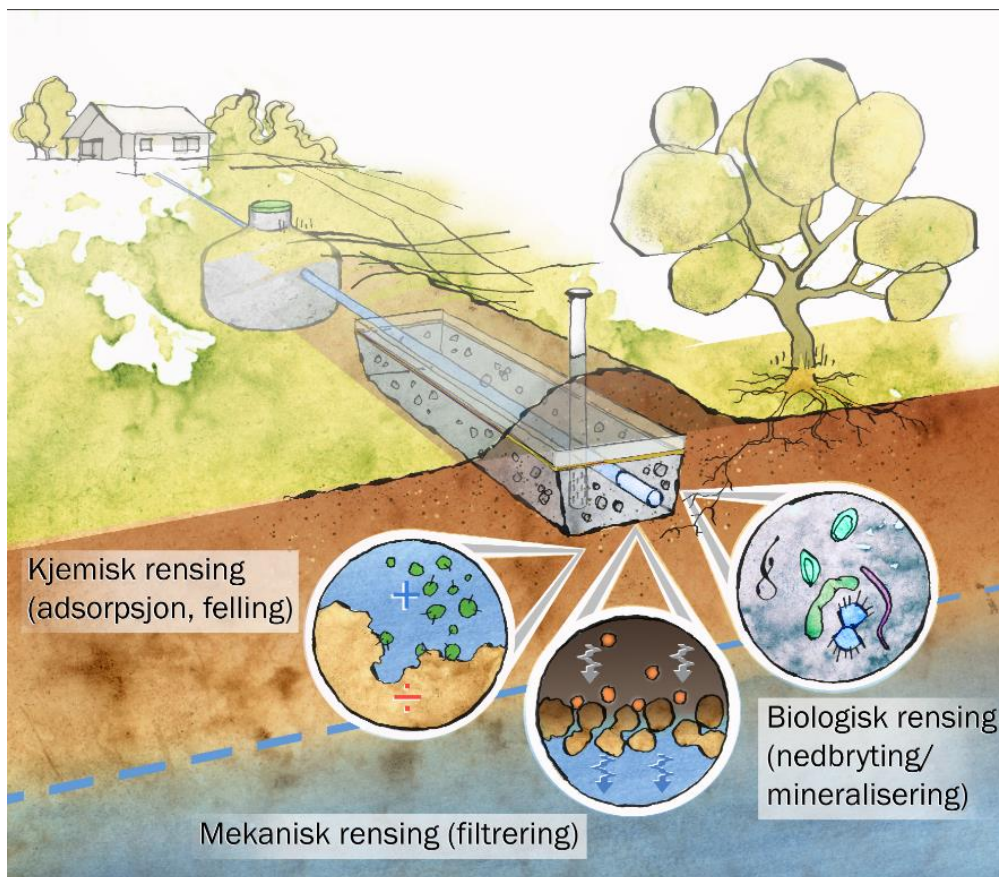
Standardiserte verdier for spesifikk påslippmengde som er brukt for de forskjellige komponentene av avløpsvannet er gitt som følger:

Tabell 5-3: spesifikk forurensningsmengde(Ødegaard, 2014a)

Biokjemisk oksygenforbruk (BOF <sub>5</sub> )	60 gram per person per dag
Kjemisk oksygenforbruk (KOF)	120 gram per person per dag
Total fosfor (TOT-P)	1,8 gram per person per dag
Total nitrogen (TOT-N)	12 gram per person per dag
Suspendert stoff (SS)	70 gram per person per dag

## 5.2 Renseprosesser i infiltrasjonsanlegg

Jordprofilen til infiltrasjonsanlegget skiller mellom umettet og mettet sone. I den umettede sonen er det ingen påvirkning av grunnvann. Her skjer det både mekaniske, biologiske og kjemiske prosesser som rensr avløpsvannet i infiltrasjonsprosessen. Kjemisk rensing skjer i form av binding og felling, mekanisk rensing gjennom filtrering og biologisk rensing gjennom mineralisering. Effektiviteten på rensprosessene i et infiltrasjonsanlegg er avhengig av kornsammensetningen i jordmediet.(Heistad, 2014)



Figur 5-1: Oversikt over rensprosesser som forekommer i infiltrasjonsanlegget. (Illustratør: Karl Gundersen)

### *Kjemisk rensing*

Binding betegnes som en prosess der et stoff konsentreres eller akkumuleres på en overflate eller kontaktflate primært som et resultat av van der Waalske tiltrekningskrefter (Ødegaard, 2014b). Den kjemiske rensingen skjer i praksis ved at kolloider og fosfor binder seg til jern-, aluminium- og kalsiumforbindelser på jordas partikkeloverflate (Ødegaard, 2014b). Disse stoffene har positiv ladning ved normal pH som gjør at de kan absorbere ortofosfat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) (Robertson, 1995).

### *Mekanisk rensing*

Ved mekanisk filtrering fjernes partikulært stoff med høyere størrelsesorden enn porestørrelsen som er i de stedlige massene. Finere jordmedier vil ha økt renseeffekt med tanke på mekanisk rensing, men vil kreve større areal for å vedlikeholde en tilsvarende infiltrasjonskapasitet. Ved bruk av grovere jordmedier vil det være lettere å opprettholde god infiltrasjonskapasitet, men med redusert filtreringsevne.

Porene tettes over tid ved tilførsel av avløpsvann da biofilm dannes på overflaten av rensemediet og større partikler tetter filterflaten. Ved bruk av åpne infiltrasjonsbasseng vil vekselvis drift av flere bassenger gjøre det mulig å skrape og regenerere infiltrasjonskapasiteten.

### *Biologisk rensing*

Når avløpsvannet filtreres gjennom jordsmonnet festes det tynne lag med mikroorganismer på overflaten, som kalles biofilm. Mikroorganismene bidrar med nedbryting av organisk stoff. Effektiviteten til de biokjemiske prosessene i biofilmen avhenger av flere forhold, spesielt temperatur og overflatearealet på partiklene som igjen representerer mengden biofilmareal per volumenhet av rensemedium (Jenssen et al., 2006). Biofilmen vil også føre til redusert hydraulisk konduktivitet i anlegget over tid (Beach et al., 2005).

### *Organisk materiale*

Organisk materiale i avløpsvannet renses ved mineralisering. Dette skjer ved at biofilmen som dannes på partikkeloverflaten av jordmediet bryter ned det organiske materiale. Overflateareal på  $1\text{m}^3$  med sand kan overstige  $5000\text{ m}^2/\text{m}^3$ , og ettersom overflaten på jordmediet er stor, vil mineralisering være tilstrekkelig for nedbrytning av en stor fraksjon av det organiske materialet. Høy nedbrytning skjer ved godt etablert biofilmareal, god lufttilgang og optimal temperatur, men erfaringstall viser god drift av anlegg selv på vinterstid. Videre fjernes en del partikler gjennom mekanisk filtrering. (Jenssen et al., 2006)

## *Fosfor*

Kjemiske prosesser på overflaten av jordpartiklene i anlegget står for rensing av fosforet i avløpsvannet. Fosfor felles med jern- aluminium- eller kalsiumforbindelser i konvensjonelle renseanlegg, og det vil derfor være fordelaktig med jordtyper med likt innhold (Jenssen et al., 2006). Figur 5-2 viser det rustbrune laget av jordskorpen som bidrar til høy bindingsevne for fosfor. Jordhaugsinfiltrasjonsanlegg kan infiltrere direkte i dette laget, men i åpne basseng som er gravd ned kan den rustbrune jorda blandes med stedlige eller tilkjørte masser i topplaget. Ved store infiltrasjonsanlegg der det drives vekselvis drift vil bindingsevnen regenereres. En årsak kan være at vanninnholdet i umettet sone avtar ved når belastningen stoppes som videre gir oksiderende forhold. Oksiderende forhold kan fremme nye bindingspunkter grunnet forvitring. (Jenssen et al., 2006)

Svenske studier utført på langvarig fosforfjerning viser lav tilbakeholdelse av fosfor i eldre infiltrasjonsanlegg ved bruk av massebalansemetoder (Eveborn et al., 2012).



*Figur 5-2: Rustbrunt sjikt i jordprofilet. Høyt jerninnhold. (Foto: Privat)*

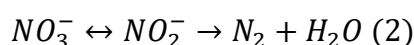
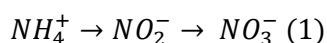


### *Biotilgjengelig fosfor*

En liten fraksjon av fosforkonsentrasjonen opptrer i avløpsvannet som partikulært fosfor, og denne fraksjonen holdes i hovedsak tilbake ved slamavskilling og mekanisk filtrering gjennom løsmassene, Den resterende fraksjonen av fosfor forekommer i løst form, som ortofosfat. Det er liten kunnskap om hvordan fosfor holdes tilbake i jord over lengre tid, og det krever mer kunnskap enn vi innehar i dag (Eveborn et al., 2012).

### *Nitrogen*

Ved bruk av slamavskiller som forbehandling vil 70-90% av nitrogenforbindelsene foreligge som ammonium. Ammonium vil binde seg til negativt ladde partikler i jorda i form av adsorpsjon, men kun i en begrenset mengde. Biologisk nitrogenfjerning fungerer i form av nitrifikasjon (1) og denitrifikasjon (2). (Jenssen et al., 2006)



Nitrat har negativ overflateladning og vil bindes dårlig til jordpartiklene under aerobe forhold. Ettersom denitrifikasjon krever anoksiske eller anaerobe forhold, vil det kun være små områder med mulighet for omgjøring av nitrat til nitrogen-gass. Anleggene har generelt tilstrekkelig oksygentilførsel, og vil være aerobe. Likevel vil det alltid være enkelte soner og deler av biofilmen uten lufttilgang der omdannelse til nitrogen-gass vil forekomme. (Jenssen et al., 2006)

### *Smittestoffer*

Parasitter, bakterier og virus har negative overflateladninger, noe som gjør at de ikke direkte binder seg til jordsmonnet. I det rustbrune sjiktet i infiltrasjonsanlegget forekommer det positive overflateladninger i form av jern- og aluminiums-oksider/hydroksider som vil binde virus og bakterier. I tillegg vil porestørrelsene i anlegget holde tilbake parasitter via mekanisk filtrering. Elektrostatisk tiltrekning er en avgjørende mekanisme for tilbakeholdelse av smittestoffer i infiltrasjonsanlegg. (Jenssen et al., 2006)

Undersøkelser utført i Sverige viser at flere legemidler og helsekostprodukter holdes i liten grad tilbake i infiltrasjonsanlegg. I studien ble det også funnet antydninger til signifikante sesongvariasjoner på flere av stoffene det ble undersøkt for. (Gao et al., 2019)

### 5.3 Grunnforhold for gunstig drift av infiltrasjonsanlegg

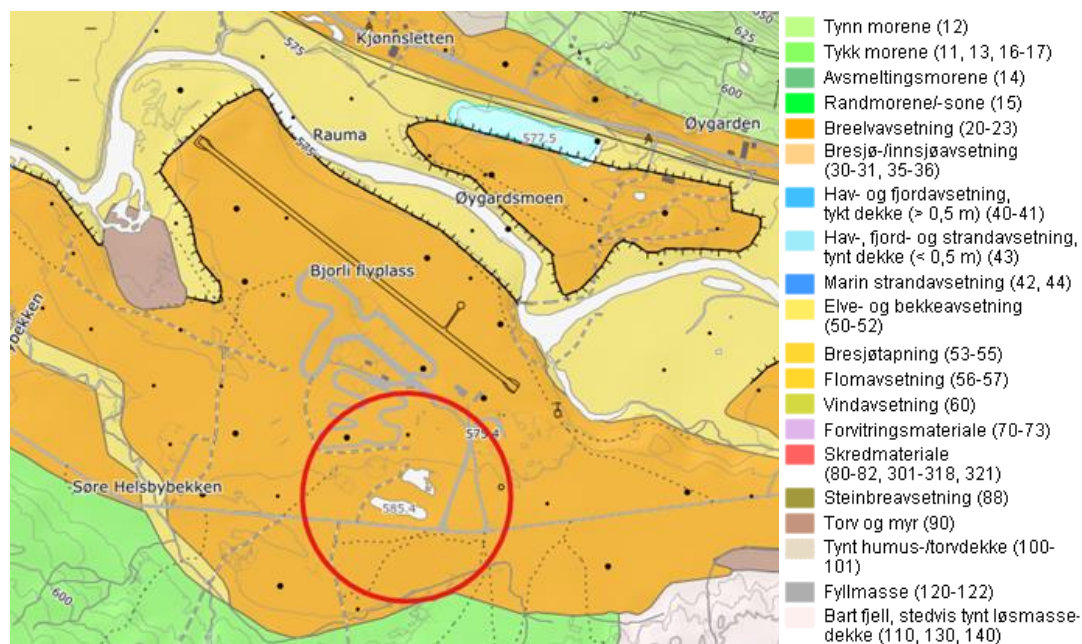
Ved anleggelse av et infiltrasjonsanlegg analyseres løsmassesammensetningen. Basert på jordmassens sammensetning får man en indikasjon på hvilken grad av renseevne anlegget vil ha (Tabell 5-4). Videre bruk av kornfordelingsanalyse på forskjellige stikkpunkter ved anleggsområdet vil gi resultater for vannledningsevnen i filteret.

Tabell 5-4: Resipientegenskaper til jord, +++ svært bra, ++ bra, - mindre bra/uegnet, -/+ lokale variasjoner (Mæhlum & Hensel, 2017).

Løsavsetning	Renseevne Fosfor	Renseevne BOF	Renseevne Smittestoff	Infiltrasjonskapasitet	Hydraulisk kapasitet
Morene	+++	+++	+++	+ (-)	+ (-)
Breelavsetninger	++ (+)	+++	++ (+)	+++	+++
Elveavsetninger	- / +	++ (+)	++ (+)	++	+
Strandavsetninger	++ (+)	++	++	++	++
Marine avsetninger	+++	+++	+++	-	?
Forvittringsjord	+++	+++	+++	++	+
Torv og myr	- (+)	+	++ (+)	++	+

Ved anleggelse av infiltrasjonsanlegg vil optimale løsmasser innebære godt sorterte masser med høy mektighet. De meste egnede avsetningene er breelavsetninger og elveavsetninger, da disse normalt sett inneholder store mengder sand og grus med tilstrekkelig vannledningsevne til å infiltrere avløpsvann. Ressurser som kartverk og

spesielt løsmassekart vil gi et godt overblikk over den kvartærgeologiske sammensetningen i området man ser på.



Figur 5-3: Løsmassekart som viser løsmasser ved Bjorli renseanlegg. Rød sirkel indikerer anleggets beliggenhet. (NGU)

Ved bruk av løsmassekart (Figur 5-3) kan en se av fargen at området er en breelavsetning. Breelavsetningen er materialer som er transportert og avsatt av breelver. Den består av sorterte sedimenter og har ofte høy mektighet (NGU).

Det er nødvendig med grundigere analyse av det aktuelle området på grunn av lokal variasjon. Det er flere metoder for å undersøke forholdene nærmere som videre blir forklart.

#### 5.4 Oppbygning og dimensjoneringsgrunnlag

Ved anleggelse av et infiltrasjonssystem vurderes lokale omstendigheter som løsmassens sammensetning, utbredelse og egenskaper. Det utføres grunnundersøkelser for å fastslå løsmassens hydrauliske kapasitet, infiltrasjonskapasitet og evnen til å fungere som rensemiddel. Det vil også være viktig å kartlegge lokale ressurser og områder som kan være ømfintlige for forurensing (NIBIO, rev. 2017). Her vil kartlegging av interesse for bruk av løsmasseressursen til grunnvannsuttak eller byggemateriale være fordelaktig.

Første trinn i anleggelse av et infiltrasjonsanlegg vil være bruk av kartdata og kunnskap om løsmasser i området. Etter det er fastslått et generelt område anlegget

skal ligge, og utført grunnundersøkelser og graving av prøvesjakter, vil det være aktuelt å finne dimensjonerende verdier for anlegget.

Den totale avløpsmengden som anlegget skal kunne ta imot vil inkludere flere faktorer som blir beskrevet under.

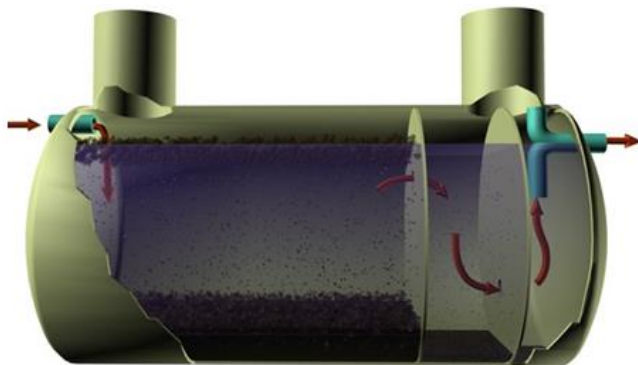
- **Personekvivalenter** (pe) er et mål på mengden organisk materiale i avløpsvannet og 1 pe defineres som den mengden organisk stoff som brytes ned biologisk med et biokjemisk oksygenforbruk over fem døgn (BOF<sub>5</sub>) på 60 gram oksygen per døgn (Forurensningsforskriften, 2004). I praksis beskriver pe mengden avløp en person produserer i et område, inkludert områdets industripåslipp. Ved kunnskap om antall personer som er koblet på avløpsnett vil en få en klarere antydning til mengden avløpsvann som produseres fra et område. Spesifikke verdier vil være tilgjengelig gjennom å se på innbyggertall og antall boliger som er koblet på avløpsnett. Spesifikk vannforbruk avtar med økende beboere i en bolig. En del av vannet brukes til felles formål i husstanden, og vil ikke nødvendigvis multipliseres med antall boende. Standardverdier for spesifikt vannforbruk er 140 liter per person per døgn (Sivertsen & Bomo, 2016).
- **Fremmedvann** vil variere ut ifra størrelse, alder og type ledningsnett. Fellessystemer vil være mer sårbare for fremmedvann enn separatsystemer. Vannoppsamling i bassenget fra lokal avrenning vil være neglisjerbart i forhold til fremmedvann på et ordinært ledningsnett (Tabell 5-1). Det vil medføre større fare for alle typer infiltrasjonsanlegg ved et dårlig ledningsnett, der en ser store innlekkasjer i kummer og resterende infrastruktur. I tillegg vil klimaendringer spille en rolle for dimensjonering, da man er avhengig av å håndtere økende klimetrykk i anleggets levetid.
- **Industripåslipp** vil ha store variasjoner fra område til område. Produksjonslinjer med høyt partikkelutslipp kan føre til rask oppstuvning av filterflaten i et infiltrasjonsanlegg, og burde være en avgjørende faktor i dimensjoneringsprosessen.

Etter vurdering av beskrevne parametere vil en anslå en total belastning på anlegget, som vil danne grunnlag for videre dimensjonering av filteret.

## Forbehandling

Bruk av forbehandlingsmetoder er fordelaktig ved anleggelse av infiltrasjonsanlegg. Med økt kompetanse innen infiltrasjonsanlegg har det blitt brukt flere typer forbehandlingstrinn for å redusere slamtilførsel til anlegget. Ved innlekkasje av fremmedvann til forbehandling med slamavskiller vil oppholdstiden i slamavskilleren være kortere en tenkt, og vil føre til en lavere effektivitet. Ved for høy belastning, og slamflukt vil en kunne få potensielle gjentettingsproblemer i filteret. (NIBIO, rev. 2017)

Bruk av slamavskiller i forkant av anlegget vil holde tilbake partikler og avløpssjøppel som vil hindre unødvendig gjentetting av filterflaten på infiltrasjonsflaten. Det anslås en tilbakeholdelse på rundt 5-10% fosfor, 20-30% organisk stoff og 30-60% suspendert stoff i en slamavskiller (Hensel et al., 2007). For beregning av våtvolum i slamavskiller kan VA miljøblad nr. 48 benyttes.



Figur 5-4: Prinsippskisse av liggende slamavskiller med tre kammer. Viser akkumulasjon av flyteslam og bunnslam (illustrasjon hentet fra Avlop.no)

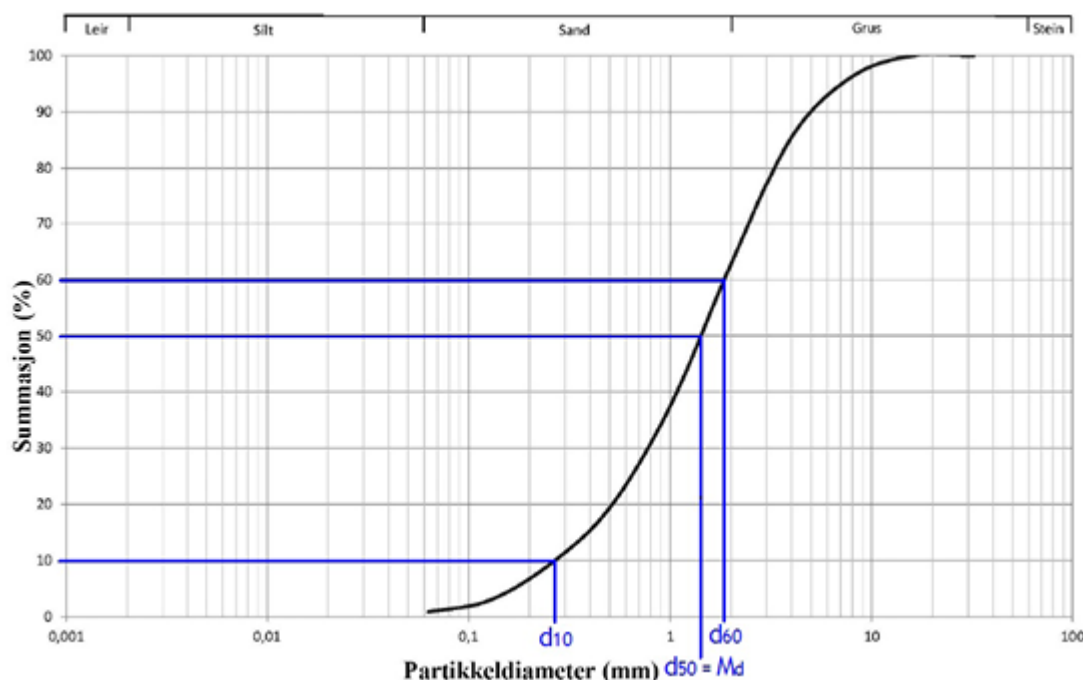
Biologisk forbehandling i form av biologiske filtre vil redusere mengden suspendert materiale og organisk stoff som tilføres anlegget. Biologiske filtre bruker en pumpe for belastning over et filter med fastsittende biofilm (Jenssen et al., 2006). Gjentetting av infiltrasjonsanlegg har sammenheng med innholdet av suspendert stoff og organisk materiale i avløpsvannet (Jenssen et al., 2006). Bruk av biofilter vil da forlenge levetiden og redusere gjentetting i påfølgende rensetrinn.

Kombinasjonsanlegg er et alternativ ved utløp til sårbare resipienter (Robertsen et al., 2023). Kombinasjonsanlegg er sammensatt av både tekniske og naturbaserte renseprosesser (Robertsen et al., 2023). Generelt er det brukt biologisk-kjemiske rensetrinn før utløp i et naturbasert infiltrasjonsanlegg. Dette sikrer høy rensegrad

selv i utfordrende klimatiske hendelser som kraftige regnperioder. Her vil eventuelle overløp tilføres infiltrasjonsanlegget og ikke sendes i overløp ut til vannresipient, men sendes gjennom en infiltrasjonsprosess (Robertsen et al., 2023). Samtidig sikrer dette lang driftstid på infiltrasjonsanlegget, da partikler og næringsstoffer blir skilt ut i det biologisk-kjemiske anlegget.

## Kornfordelingsanalyse og infiltrasjonstest

Ved uttak av en jordprøve fra det ønskede området kan en utføre kornfordelingsanalyse. Analysen innebærer å separere kornstørrelser i forskjellige størrelsesorden og veie hver enkel fraksjon. Det gjøres i praksis ved å samle en prøve som er nærmest uforstyrret. Når prøven er hentet ut fra prøveområdet siles den gjennom et siktesett med ulike maskestørrelser. Standard siktestørrelse innebærer 63 $\mu$ m, 125 $\mu$ m, 250 $\mu$ m, 500 $\mu$ m, 1mm, 2mm, 4mm, 8mm og 16mm og eventuelt grovere siler ved behov. Siktene settes da ovenfor hverandre i synkende maskestørrelse, og ristes for hånd eller ved bruk av en vibrerende siktemaskin. Siktene vil da inneholde sin respektive siktestørrelse, og etter oppveining vil en se en fordeling etter størrelsesorden. (Ruther, 2022)



Figur 5-5: Kornfordelingskurve. Viser sammenhengen mellom partikkeldiameter og totale innholdet av prøven. Her hentes middelkornstørrelse og sorteringsgraden ut. (NIBIO, rev. 2017)

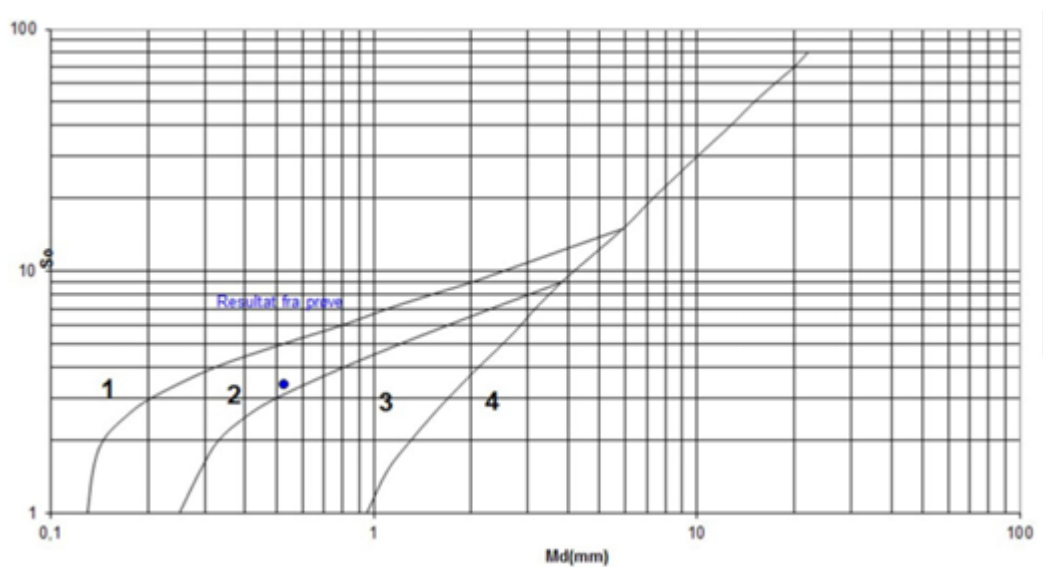
Her kan også vannledningsevne,  $K$ , regnes ut ved å hente verdier fra Figur 5-5

$$K \left[ \frac{m}{d\theta gn} \right] = (d_{10})^2 * 1000, \quad (S_0 < 5)$$

For videre kornforelingsanalyse henter en ut verdiene for middelkornstørrelse  $d_{50}$  og sorteringsgraden  $S_0$ . Middelkornstørrelsen hentes direkte ut fra tabell ved 50% summasjon.  $S_0$  utregnes ved følgende formel:

$$S_0 = \frac{d_{60}}{d_{10}}$$

Disse verdiene føres videre inn i Figur 5-6 og faller innenfor én av fire felt. Disse feltene brukes for klassifisering av prøven. (NIBIO, rev. 2017)



Figur 5-6: Infiltrasjonsdiagram med dimensjoneringsklasser (1,2,3,4). Inngangsparametere ( $S_0$  og  $Md$ ) hentes fra kornfordelingskurven (VA-MB59, (NIBIO, rev. 2017))

- Klasse 1 betegner masser med generelt lav vannledningsevne. Resultater innenfor klasse 1 må bestemmes ved bruk av infiltrasjonstester som er beskrevet. Etter målt vannledningsevne brukes Tabell 5-5 for å finne korresponderende infiltrasjonskapasitet. (NIBIO, rev. 2017)

Tabell 5-5: Empirisk forhold mellom målt vannledningsevne og infiltrasjonskapasitet for avløpsvann gjeldende for klasse 1. (NIBIO, rev. 2017)

Målt vannledningsevne	Infiltrasjonskapasitet for avløpsvann
>5 meter per døgn	25 liter per m <sup>2</sup> per døgn
4- 5 meter per døgn	20 liter per m <sup>2</sup> per døgn
3- 4 meter per døgn	15 liter per m <sup>2</sup> per døgn
2- 3 meter per døgn	10 liter per m <sup>2</sup> per døgn
1- 2 meter per døgn	6 liter per m <sup>2</sup> per døgn
<1 meter per døgn	Meget liten – infiltrasjon anbefales ikke

- Klasse 2 betegner masser med generelt god vannledningsevne, over 5 meter per døgn. Massene er her sandige. Dette korresponderer til en infiltrasjonskapasitet på 25 liter slamavskilt avløpsvann per m<sup>2</sup> og døgn (NIBIO, rev. 2017).
- Klasse 3 betegner masser med god vannledningsevne. Massene tilsvarer grusig sand. Disse massene svarer til infiltrasjonskapasitet på 50 liter slamavskilt avløpsvann per m<sup>2</sup> og døgn (NIBIO, rev. 2017).
- Klasse 4 betegner masser med høy vannledningsevne. Massene er sandig grus og grus. Disse massene vil ikke få betydelig renseeffekt alene og vil kreve anleggelse av sandlag mellom stedlige jordmasser og fordelingslaget (NIBIO, rev. 2017)

For dimensjonering av infiltrasjonsbasseng med slamavskiller som forbehandling medregnes en hydraulisk belastning på 150l/m<sup>2</sup>\*d for hvert basseng, med en momentanbelastning på 300. Ved bruk av utregnet maksimalbelastning på anlegget vil en kunne utregne nødvendig areal for bassenget. (Naturvårdsverket, 1991)

$$\text{Areal (m}^2\text{)} = \frac{\text{Maksimalbelastning } \left(\frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right) * 1000\left(\frac{\text{l}}{\text{m}^3}\right)}{\text{hydraulisk belastning (inf. kap) (l/(m}^2 * \text{d}))}$$

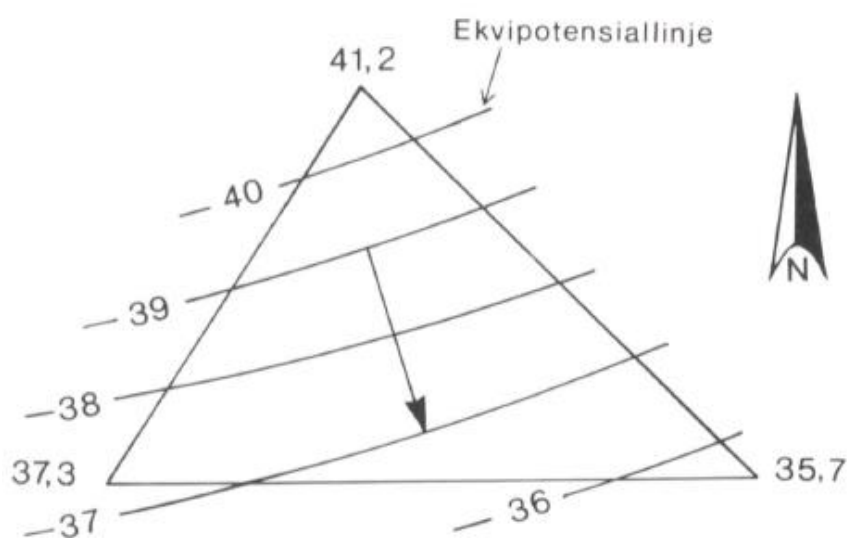
En vesentlig kilde til feil på infiltrasjonsanlegg stammer fra anleggelse i upassende jordmasser (Hill & Frink, 1980). Dette viser at det er avgjørende med god planlegging og prosjektering, og det er behov for gode analyser av jordressursene som skal brukes.



## Strømningsforhold og fordeling

Dimensjonering av strømningsretning skjer ved bruk av den hydrologiske trekant, i form av håndberegninger eller dataprogram. Prinsippet ligger i bruk av tre grunnvannsbrønner med kjent høyde på grunnvannsspeil. Disse burde ligge i form av en trekant slik som vist i Figur 5-7. Det trekkes ekvipotensiallinjer gjennom punkter med lik høyde, og videre vil strømningsretningen i området gå vinkelrett på ekvipotensiallinjene. (Statens forurensningstilsyn et al., 1986)

Det er mulig å regne på disse verdiene ved bruk av GIS-programvare, med likt prinsipp.



Figur 5-7: Hydrologisk trekant. Strømningsretningen er vist med pil. (Statens forurensningstilsyn et al., 1986)

Fordeling av avløpsvannet i infiltrasjonsanlegget er avgjørende for å opprettholde levetid og effekt. For lukkede infiltrasjonsanlegg er det anbefalt bruk av støtbelaster for trykkfordeling på filterflaten. Trykkfordeling hindrer punktbelastning på filteret, og vil bidra til økt oppholdstid (Jenssen et al., 2006). For åpne systemer med flere basseng er god veksling mellom laguner avgjørende for fornyelse av aerobe forhold i jordsmonnet, for regenerering av infiltrasjonsevne, samt oksidasjon av BOF og ammonium (U.S.EPA, 2006). Det er normalt å veksle mellom lagunene i frekvens mellom 6 måneder og ett år. Veksling av basseng fremmer oksygentilførsel til anlegget, og gir rom uthenting av slam og gjentettinger i det øverste laget av bassenget.

## Oppholdstid

Bruk av tracerundersøkelser vil avdekke hvilke oppholdstider det er i anlegget. Anlegg med stor mektighet kan ha en vesentlig oppholdstid, med Bjorli RA som eksempelvis er dimensjonert til 2-4 ukers oppholdstid i umettet sone (Robertsen et al., 2022). Lang oppholdstid i umettet sone medfører god kontakttid for bakterier og næringsstoffer.

For utregning av teoretisk strømningshastighet i anlegget brukes følgende metode som er hentet fra (Statens forurensningstilsyn et al., 1986):

$$\text{Hydraulisk gradient: } I = \frac{\text{Høydeforskjell mellom 2 ekvipotensiallinjer}}{\text{Horisontal avstand mellom 2 ekvipotensiallinjer}}$$

Korreksjon for effektivt porevolum i Darcys formel:  $Vr = \frac{V}{n}$ , hvor n er effektivt porevolum.

Erfaringstall for effektivt porevolum er som følger:

Tabell 5-6: Empirisk effektivt porevolum for en del vanlige jordarter. (Statens forurensningstilsyn et al., 1986)

Jordart	Effektivt Porevolum (n)
Grov silt	0,06
Fin sand	0,10
Middels sand	0,12
Grov sand	0,14
Fin grus	0,15

K-verdien er mål på vannledningsevne og metode er vist i «Kornfordelingsanalyse og infiltrasjonstest»

$$V = K \times I$$

$$Vr = \frac{V}{n}$$

Benevning gir antall meter per døgn, og oppholdstid finnes ved  $t = \frac{\text{Avstand til resipient}}{Vr}$

## 5.5 Prøvetakningsmetoder for infiltrasjonsanlegg

### Bruk av prøvetakingsbrønner i grunnvannsoppstuvning



Figur 5-8: Prøvetakingsbrønn, Bjorli RA. (Foto: Privat)

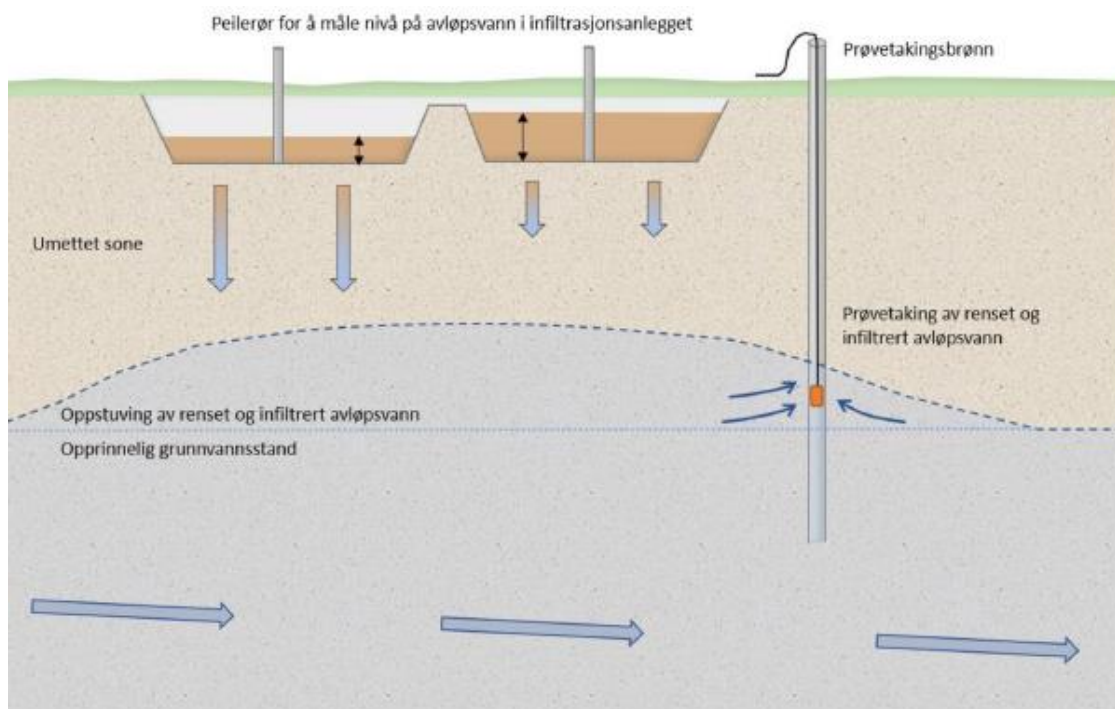
Den mest anvendte prøvetakningsmetoden for store jordbaserte infiltrasjonsanlegg i dag er bruk av prøvetakingsbrønner i etterkant av renseanlegget. I planleggingsfasen anlegges det flere testbrønner for å modellere strømningsretningen på grunnvannet ut fra området. Det vil da være gunstig å anlegge en prøvetakingsbrønn nært anlegget i strømningsretning. Er man interessert i å se på fortynningen videre mot vassdraget vil det være gunstig å sette ned en prøvetakingsbrønn et stykke fra anlegget i strømningsretningen.



Figur 5-9: Måleinstrument for måling av ledningsevne. (Foto: Privat)

Ved uttak av prøve fra prøvetakingsbrønn tas prøve i «grunnvannskulen», det er her man får en oppstuvning av avløpsvannet før det videre siger ned i grunnvannsmassene (Figur 5-10). Det vil være noe fortynning i denne delen av anlegget, men den er begrenset. Det er utført flere tester, og det blir tatt sporprøver gjennom anlegget ved bruk av klor-ioner og ved bruk av ledningsevнемåler (Figur 5-9). Disse gjør det mulig å se på fortynningsgrad i prøven som blir tatt ved at disse stoffene ikke vil binde

seg i umettet sone. Ledningsevne måles i mikrosiemens per cm ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) og brukes her for å måle saltinnhold i vann.



Figur 5-10: Figuren viser oversikt over hvordan prøvetaking utføres. (Asplan Viak v/Maria Haugen og Knut Robert Robertsen)

Figur 5-10 gir en oversikt over hvordan prøver blir tatt ved hjelp av infiltrasjonsbrønner. Her ses en illustrert grunnvannssoppstuvning som det tas prøve av. Ved hjelp av vannivåindikator blir avstanden til grunnvannet målt, og videre senkes pumpeutstyr ned til like under målt avstand før det kan pumpes vann til prøvetakingsbeholdere.

### Måling i umettet sone ved bruk av vakuumsystem

Vakuumpumper har vært brukt i forbindelse med å undersøke levetid og bindingskapasitet i øvre lag av infiltrasjonsanlegg. Systemet ses på som uegnet for prøvetaking av infiltrasjonsanlegg på grunn av begrenset løftehøyde, men kan gi en indikasjon på bindingskapasitet i øvre del av anlegget. Kartlegging av reduksjon i bindingskapasitet gir oversikt over levetid på anlegget og behov for regenerering av bindingskapasitet. Systemet er etablert i et fåtall infiltrasjonsanlegg i Norge. Dette er også vist i Figur 7-27 og implementert ved Åbogen renseanlegg.

## **Påvirkning av sesongvariasjon**

Flere infiltrasjonsanlegg er anlagt i hytteområder og turiststeder med høy variasjon i belastning. Dette medfører anlegg med høy belastning i høysesong og lav belastning i resterende perioder. Infiltrasjonsanlegg er godt egnet til håndtering av variasjoner og driftsdata viser minimalt med avløpsvann som går i overløp. Åpne infiltrasjonsanlegg er spesielt egnet da anleggene har en bufferkapasitet i infiltrasjonsbassenget under kraftige nedbørsperioder eller høy belastning i sesong.

Enkelte renseanlegg er anlagt i områder med store variasjoner i temperatur, og resulterende svært kalde vintere og betydelig snøsmelting i vårmånedene. Høy snøsmelting fører til høyere grunnvannstand og kan videre minke mektigheten ved infiltrasjonsanlegget.

## 6. Metode

Det teoretiske grunnlaget er hentet fra artikler fra både norsk, svensk og amerikansk faglitteratur. Det er generelt mindre forskning på infiltrasjonsanlegg av denne størrelsen enn konvensjonelle biologisk-kjemiske renseanlegg grunnet mindre utbredelse. Det er utført forskningsprosjekter innen infiltrasjon gjennom både NIBIO og NMBU, og dimensjonering og erfaringer ut fra store infiltrasjonsanlegg utarbeidet av Geofuturum AS og Asplan Viak AS. Dette danner grunnlag for store deler av kunnskapsbasen som er brukt.

Litteraturstudiet er utført ved bruk av søk gjennom Google Scholar og ScienceDirect, og det er hentet ut informasjon fra Norsk lovverk fra lovdata. Det er hentet informasjon om anlegg og prosjektering av anlegg gjennom prosjekterende bedrift for anleggene.

Det er sammenlignet data fra andre land, spesielt Sverige og USA, da disse områdene har mange infiltrasjonsanlegg. Det er også undersøkt og utført litteraturstudie for hvordan andre land tar prøver av rensset avløpsvann i infiltrasjonsanlegg. Det er ikke funnet informasjon om prosedyrer som kan sammenlignes med metoden som brukes i Norge.

Før og under oppgavens gjennomføring er det utført ekskursionsjoner med fagpersoner innen feltet hvor det er hentet kunnskap gjennom samtaler og diskusjoner rundt prosedyrer og drift. Det ble utført en større ekskursion i august i samarbeid med Knut Robert Robertsen og Rolf. E. Forbord ved Bjorli renseanlegg, med gjennomgang av prøvetakingsprosedyrer og opplæring om infiltrasjonsanleggenes virkemåte og grunnlag, samt diskusjoner med kommunen.

Analyser som er utført for forklaring av sesongvariasjon er hentet ut fra Excel ved bruk av innebygde analyseverktøy for variasjonsanalyser. Samt er grafer produsert gjennom Excel, ved bruk av vedlagt data.

Analyseresultater og årsrapporter er hentet direkte fra anleggseiere, med supplementer hentet fra datagrunnlag brukt i masteroppgave skrevet av Inga McCarley Potter med tittel «Åpen infiltrasjon, driftserfaringer og optimalisering av store jordbaserte renseanlegg for kommunalt avløpsvann (250-6000 PE)» skrevet 2017. Data mellom anleggene har variasjoner etter hvilke metoder som brukes. Det

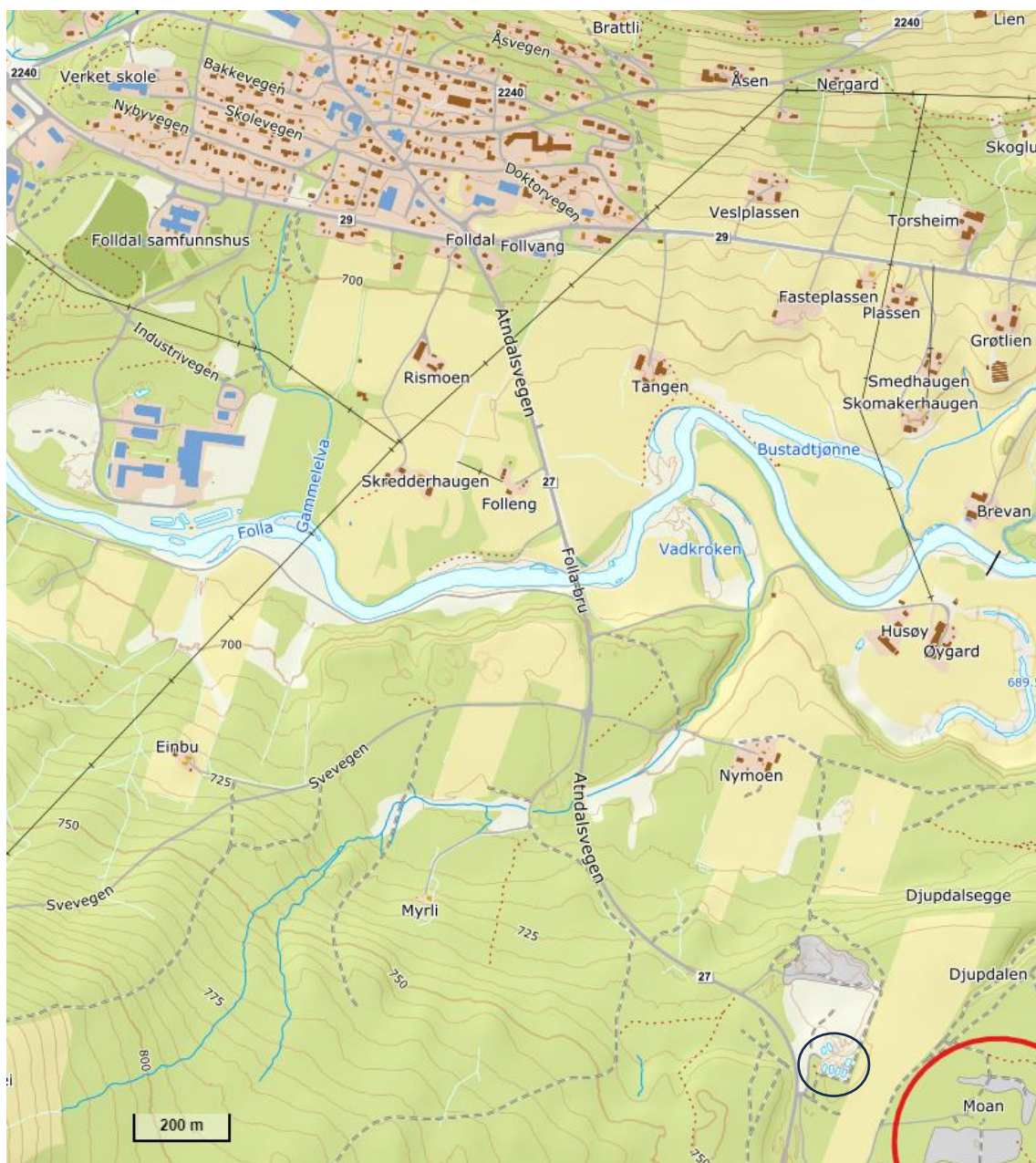
er også variasjon i form av hvor lenge, og hvor mange, prøver som er tatt i anleggets levetid.

Prøvetakingsmetodene på anleggene som er diskutert i oppgaven er ved bruk av prøvetakingsbrønn ved anlegget, avstand fra anlegget beliggenhet varier for de forskjellige renseanleggene. Her er brønn renpumpet før uttak av prøve som videre er sendt til analyse hos akkreditert laboratorium. Prøvetakingsmetodene som er brukt på anleggene er beskrevet grundigere i diskusjonsdelen av oppgaven. Videre vil jeg beskrive og sammenlikne 4 utvalgte infiltrasjonsanlegg i Norge med god dokumentasjon for renseresultater over flere år. Anleggene er valgt ut ifra prøveresultater og dokumentasjon som foreligger, samt er det vist anlegg som har tydelige forskjeller og flere problemområder.

## 7. Resultater fra et uttak jordbaserte anlegg i Norge

### 7.1 Follidal Renseanlegg

Brattbakken/Moan rensepark, Follidal, var i 1996 gitt utslippstillatelse på utslipp lik 2000 personekvivalenter. Anlegget består i dag av 4 laguner som er dimensjonert til 1000m<sup>2</sup> for hver flate, totalt 4000m<sup>2</sup>, som drives vekselvis. Det er i tillegg etablert to overløpsbasseng i reserve for overløpssituasjoner. Det er videre anlagt slamlaguner et stykke vest for anlegget for bruk til slamavvanning fra renseparken og tilkjøring av slam fra spredt bebyggelse i området. (Fylkesmannen i Hedmark, 1996)



Figur 7-1: Follidal sentrum og avstand mot avløpsrenseanlegget på Moan (markert med rødt). (Kartverket, 2023)





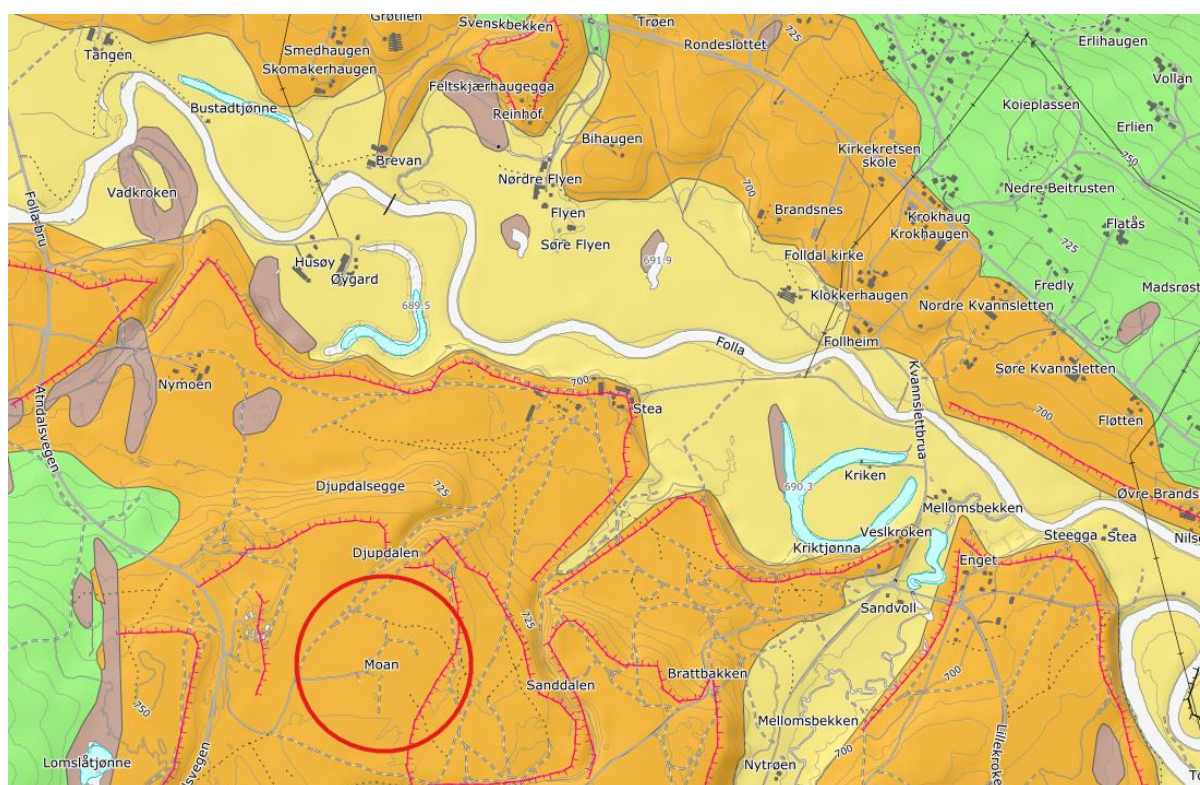
Figur 7-2: Flyfoto over det største renseanlegget i Folldal. Bildet viser 4 åpne infiltrasjonsbasseng. © (Kartverket, 2023)

Grunnundersøkelser som er utført ved anleggsområdet viser god mektighet i breelvavsetningen ned mot et siltlag. Ettersom silt har svært lav permeabilitet vil siltlaget fungere som en barriere og oppstuvning av infiltrert avløpsvann vil forekomme over denne flaten. Dette gjør at prøvetakingsbrønner som er etablert i sonen gir muligheten til å ta prøver av rent avløpsvann uten vesentlig form for kunstig fortynning. Driftserfaringer tilsier at oppstuvningen varierer mellom 3-5 meter ettersom hvilken belastning anlegget har. Under nedbørsperioder vil det være noe tilførsel av infiltrert regnvann, som vil være den eneste fortynningsfaktoren i oppstuvningen. (Robertsen, 1995)

Forundersøkelser ved anlegget viser til et jordprofil med følgende egenskaper:

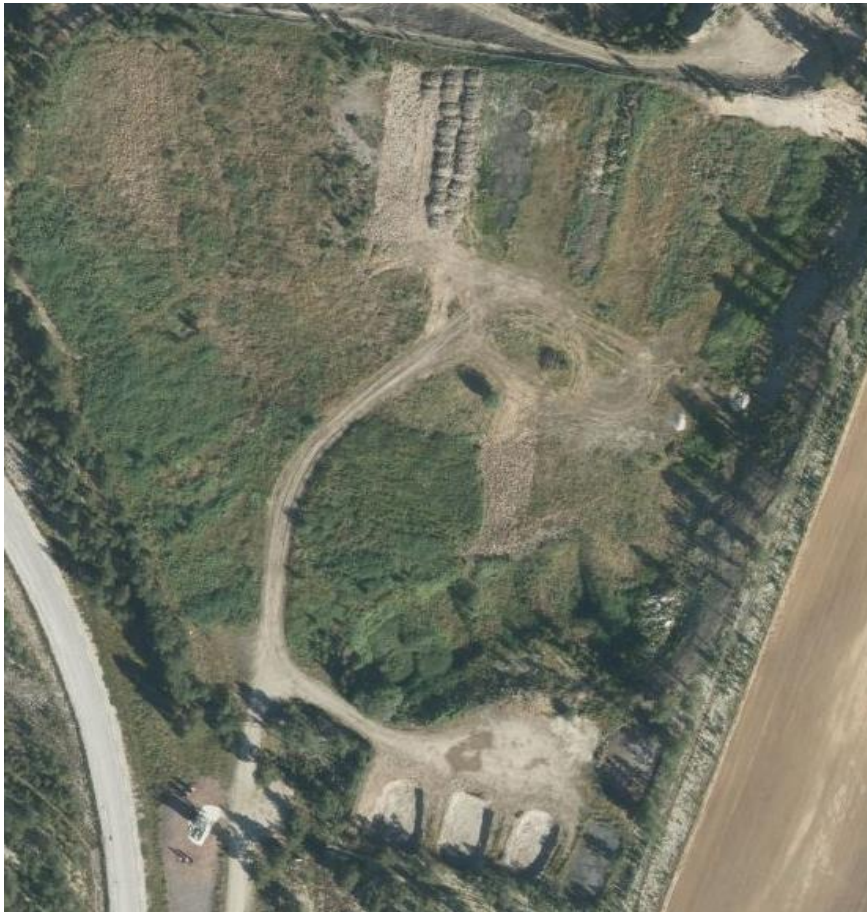
Tabell 7-1: Jordprofil for Moan renseanlegg, Folldal kommune. (Robertsen, 1995)

0-4 m	Lagdelt sand, med hovedsakelig grov- og middeldkornig sand. Enkelte lag med grusig sand.
4-7 m	Lagdelt middeldkornig sand, samt noe finkornig sand.
7-13 m	Lagdelt finsand, samt noe middeldkornig.
13 m	Silt over morene



Figur 7-3: Kartdata over anlegget som viser breelvavsetningen i forhold til nåværende elveløp. (NGU)

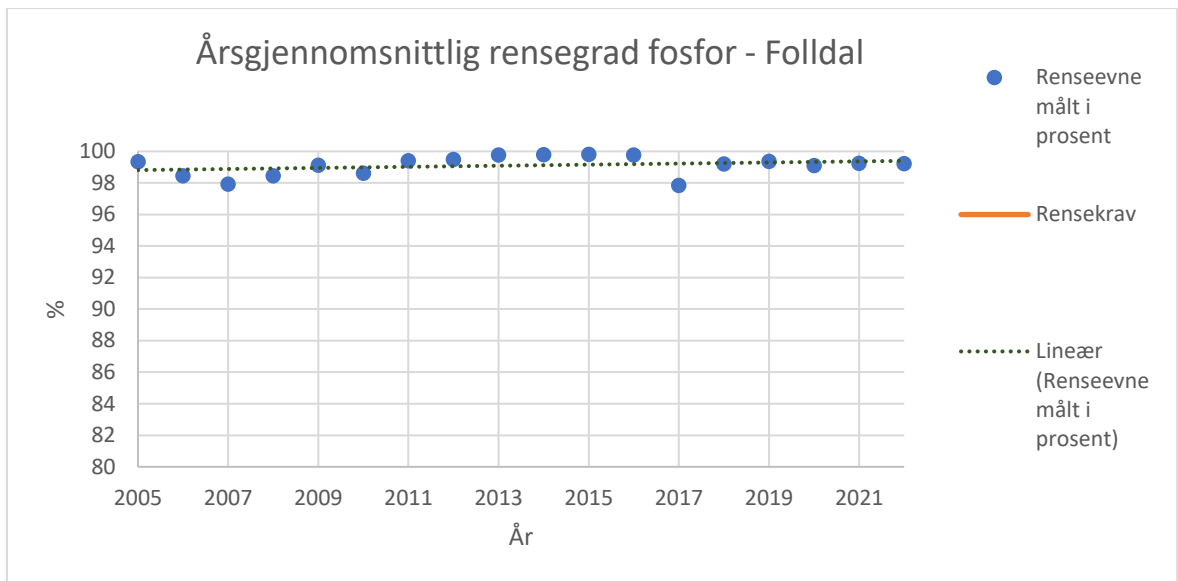
Det er ikke kartlagt nøyaktig hvor vannet går videre fra anlegget på Folldal, eller om det er grunnvannsressurser nedstrøms som det infiltrerte avløpsvannet renner ut i før det eventuelt treffer Folla. Nærmeste punkt i utstrømningsretningen av anlegget viser en avstand på rundt 900m. Folla har, målt i målepunkt Grimsmoen, en gjennomsnittlig vannføring på 670.000m<sup>3</sup>/døgn. Ved å utelukke vannføringer over 5m<sup>3</sup>/s vil vannføringen gi en snittverdi på 209.000m<sup>3</sup>/døgn, som vil gi et mål på vannføring utenom flomperioder og kraftig snøsmelting.(NVE, 2023b). I sammenlikning var gjennomsnittlig innløpsmengde til renseanlegget på 240m<sup>3</sup>/d i 2022.



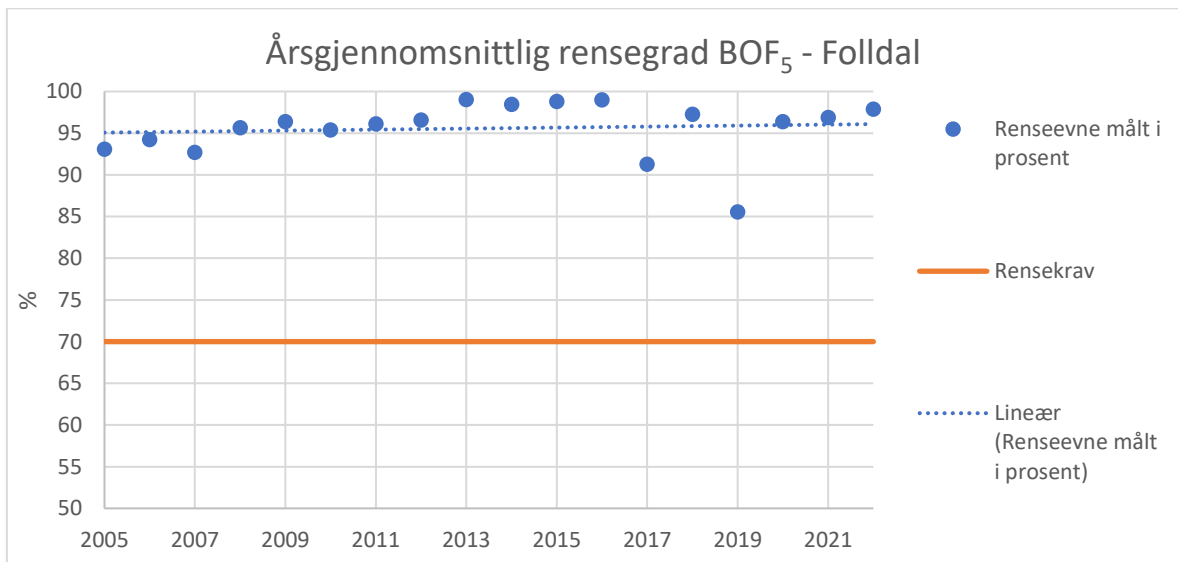
Figur 7-4: Slamanlegg vest for renseanlegget. ©(Kartverket, 2023)

### **Prøveresultater**

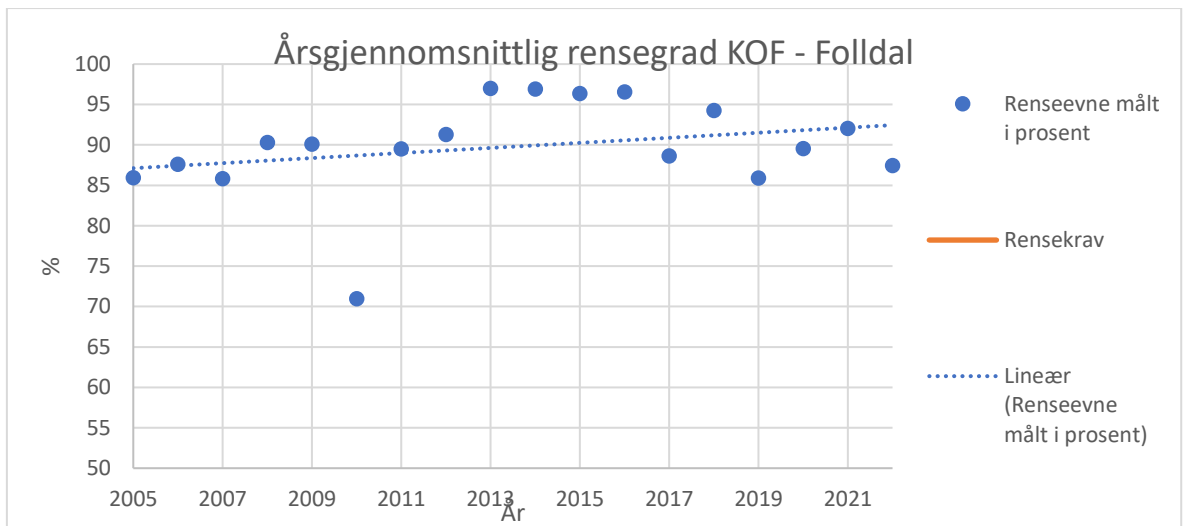
Folldal er ilagt strengere rensekrav enn forurensningsforskriftens krav for fosfor og KOF. Henholdsvis 95% KOF og 98% total-fosfor (Fylkesmannen i Hedmark, 1996). Anlegget har ikke medregnet fortynningsgrad ettersom det ikke foreligger grunnvannstrømning som beskrevet ovenfor. Renseresultatene er vist med punktverdier ettersom de er tatt som stikkprøver 6 ganger årlig. Resultatene er presentert i form av årsgjennomsnitt og i form av enkeltprøver tatt fra februar 2018 til desember 2022 for å vise tilstand gjennom de senere år.



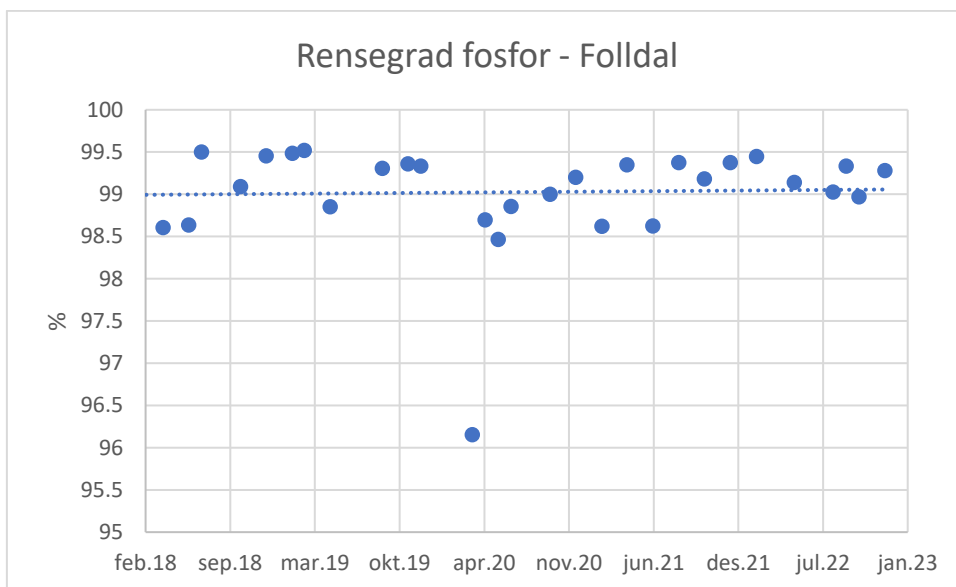
Figur 7-5: Årsgjennomsnittlig rensegrad fosfor.



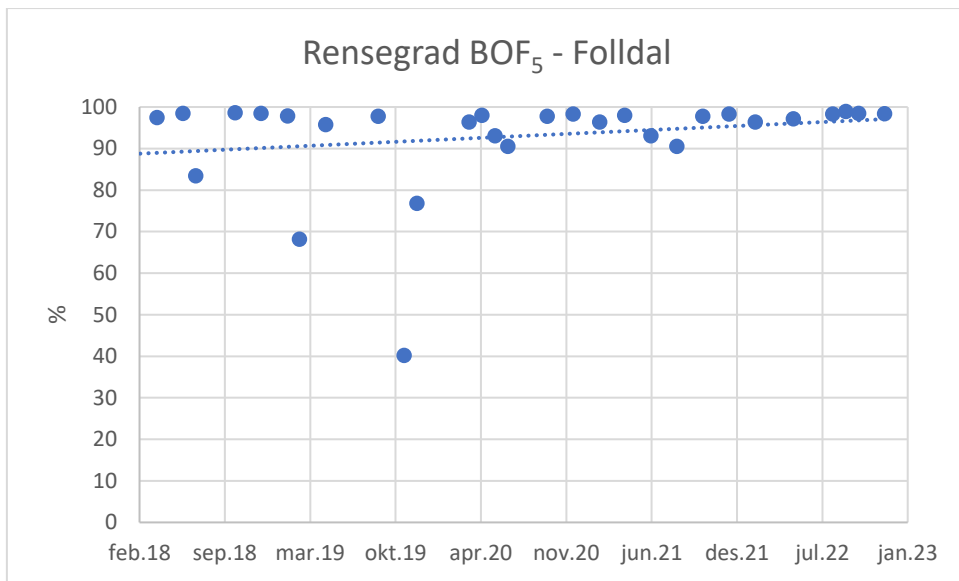
Figur 7-6: Årsgjennomsnittlig rensegrad BOF<sub>5</sub>



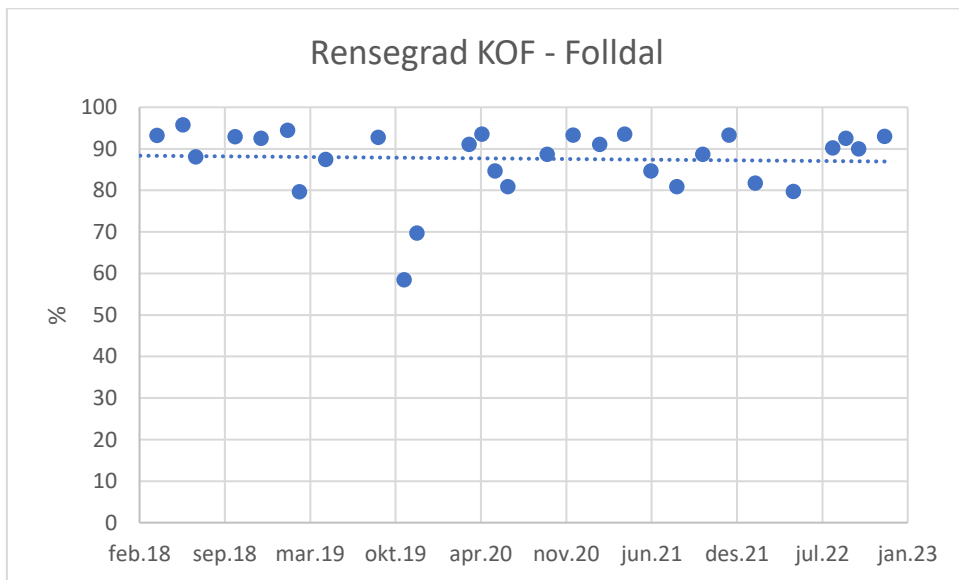
Figur 7-7: Årsgjennomsnittlig rensegrad KOF for prøver i perioden februar 2018 til desember 2022.



Figur 7-8: Rensegrad fosfor gitt i punktverdier for prøver tatt i perioden februar 2018 til desember 2022.



Figur 7-9: Rensegrad for BOF<sub>5</sub> gitt i punktverdier for perioden februar 2018 til desember 2022.



Figur 7-10: Rensegrad for KOF gitt i punktverdier for perioden februar 2018 til desember 2022.

Anlegget oppnår gode resultater for fosfor både ved årsgjennomsnitt og punktverdier i tidsperioden 2018-2022. Videre viser anlegget lavere resultater for KOF enn hva utslippstillatelsen setter krav om, men innenfor de generelle kravene til forurensningsforskriften.

Videre diskuteres eventuelle forskjeller på prøveresultater utført på sommertid og vinterstid. Sommer beskriver perioden april-september, resterende måneder beskrives som vinterstid i testen. Signifikansnivå alfa er satt til 0.05. Prøvene som er brukt er tatt i tidsrommet 2018-2022 på grunn av at disse resultatene er nylige og prøveperioden er sammenhengende.

Tabell 7-2: T-test utført for rensegrad av fosfor på vinterstid mot rensegrad på sommertid.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser		
<i>Fosfor</i>	<i>Vinter</i>	<i>Sommer</i>
Gjennomsnitt	99.2538473	98.7957123
Varians	0.0616557	0.64714771
Observasjoner	15	15
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	17	
t-Stat	2.10754197	
P(T<=t) ensidig	0.02511043	
T-kritisk, ensidig	1.73960673	
P(T<=t) tosidig	0.05022085	
T-kritisk, tosidig	2.10981558	

Tosidig t- test for rensegrad av fosfor gir oss ikke-signifikant varians mellom prøveresultater tatt på vinterstid mot prøveresultater tatt på sommertid, men marginalt. Det vil for ensidig T-test være signifikant høyere renseresultater på vinterstid enn sommertid. (Tabell 7-2)

Tabell 7-3: t-test utført for å se på variasjon mellom sommertid og vinterstid for prøveresultatene.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser		
<i>BOF<sub>5</sub></i>	<i>Vinter</i>	<i>Sommer</i>
Gjennomsnitt	90.6640611	95.137209
Varians	277.48157	18.3691806
Observasjoner	15	15
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	16	
t-Stat	1.00721585	
P(T<=t) ensidig	0.16441074	
T-kritisk, ensidig	1.74588368	
P(T<=t) tosidig	0.32882149	
T-kritisk, tosidig	2.1199053	

T-test for rensegrad av BOF<sub>5</sub> konkluderer med ikke signifikat forskjell på prøveresultater utført på vinterstid mot prøvetaking utført på sommertid (Tabell 7-3).

Tabell 7-4: t-test utført for forskjell på rensresultater i sommerperiodene mot vinterperiodene.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser		
KOF	Vinter	Sommer
Gjennomsnitt	86.7359794	88.5662538
Varians	108.027748	28.0455152
Observasjoner	15	15
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	21	
t-Stat	0.60768066	
P(T<=t) ensidig	0.27495749	
T-kritisk, ensidig	1.7207429	
P(T<=t) tosidig	0.54991498	
T-kritisk, tosidig	2.07961384	

T-test utført for rensgrad av KOF viser ikke-signifikant forskjell på prøveresultater hentet ut fra disse periodene. (Tabell 7-4)

## 7.2 Lesjaverk Renseanlegg

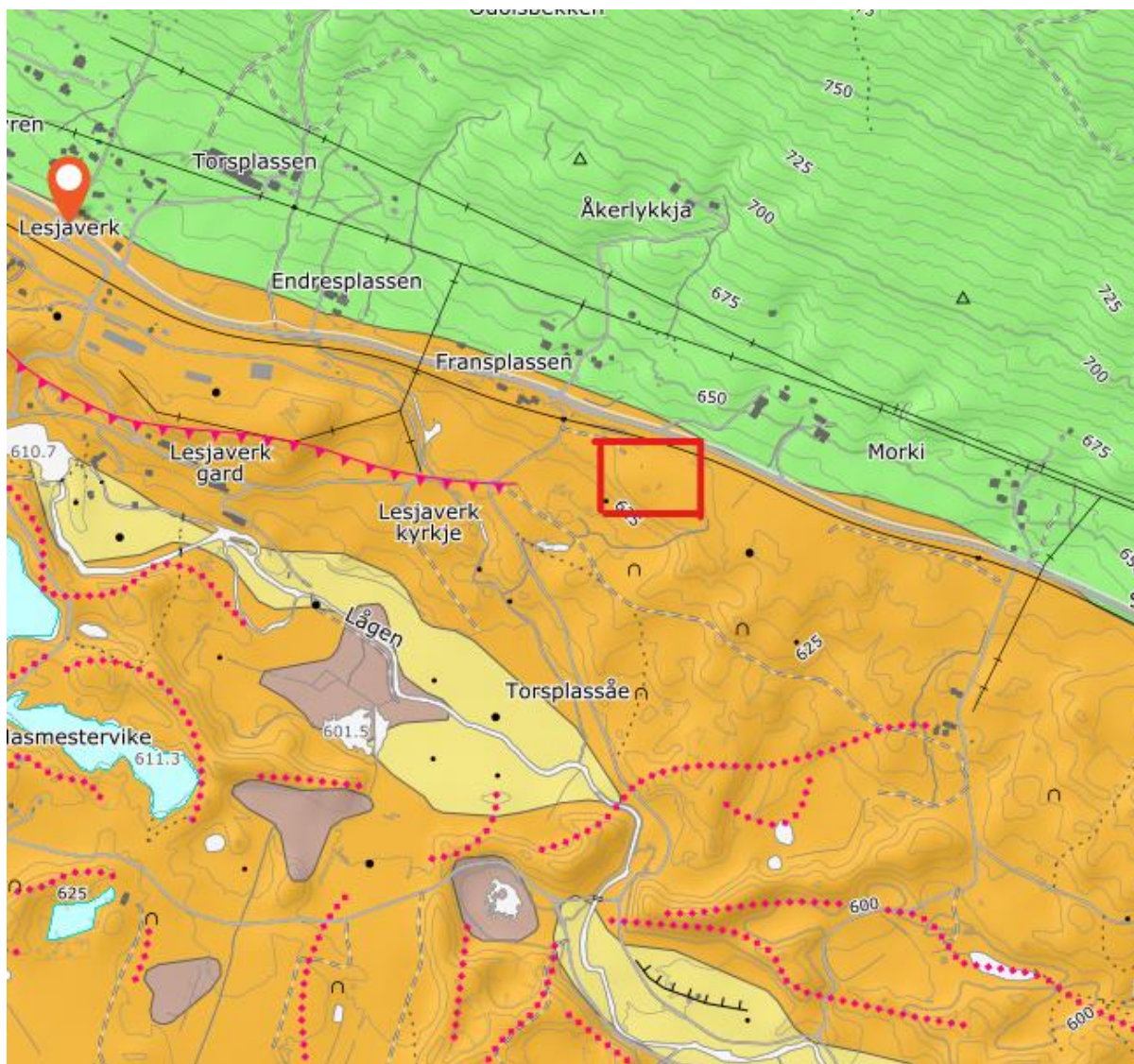
Lesjaverk renseanlegg renses avløpsvann fra et fåtall enheter i Lesja kommune. 72 abonnenter er koblet på renseanlegget, med overvekt av fritidsboliger.

Prøvetakingsbrønnene ved renseanlegget er anlagt i strømningsretningen på grunnvannet, men i noe større avstand fra anlegget enn eksempelvis Bjorli renseanlegg. Anlegget er dimensjonert for 250PE, og 40m<sup>3</sup>/d.



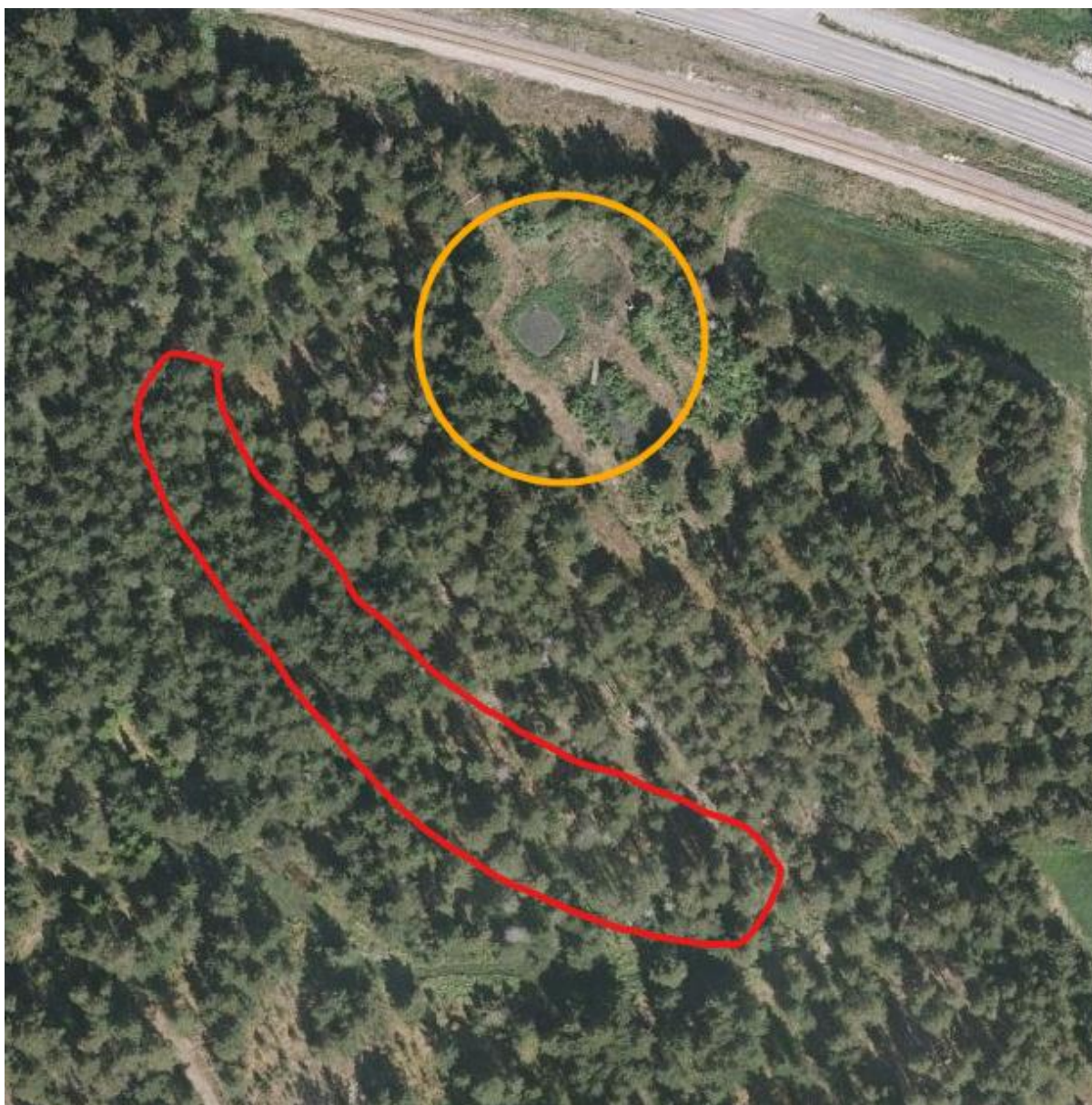
Figur 7-11: Infiltrasjonsbasseng ved Lesjaverk renseanlegg. (Foto: privat)





Figur 7-12: Løsmassekart over Lesjaverk renseanlegg. Oppstrøms anlegget ligger morenslag, og selve anlegget ligger på breelvavsetning. (NGU)

Lesjaverk ligger på en tørravsetning. Undersøkelser ved prosjektering av renseanlegget viser mektighet på 15m ned til et siltslag i likhet med Foldal renseanlegg. Det ble ikke funnet naturlig grunnvann ved boring, og det antas at grunnvannet fra morenemassene renner utenfor anleggsområdet. Morenemassene er markert i kartet med grønt felt. Morenemassene er tette, og vil generelt ha lite vannføring sett opp mot breelvavsetningen.



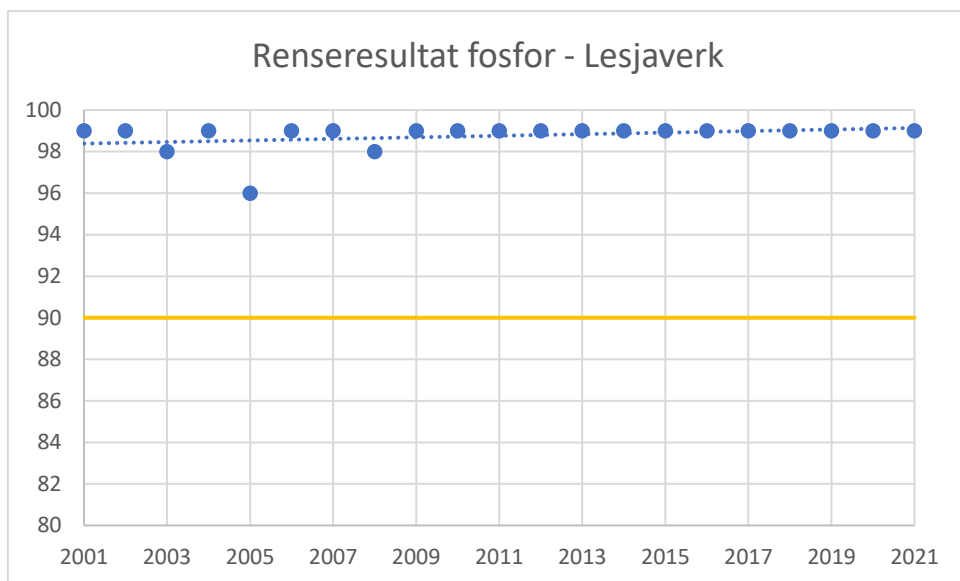
Figur 7-13: Viser oversikt over renseanlegget (oransje) og brønnplassering (rødt) © (Kartverket, 2023).

Prøvetakingsbrønnene er plassert nedstrøms renseanlegget, ved 3 forskjellige lokasjoner. Brønnene er plassert i slik avstand grunnet lav belastning på anlegget, og krappt terreng som fører til større oppstuvning av rensset avløpsvann nedstrøms anlegget. Det er kartlagt hvilken prøvetakingsbrønn som gir høyest resultater, og denne brukes for utregninger av renseeffekt.

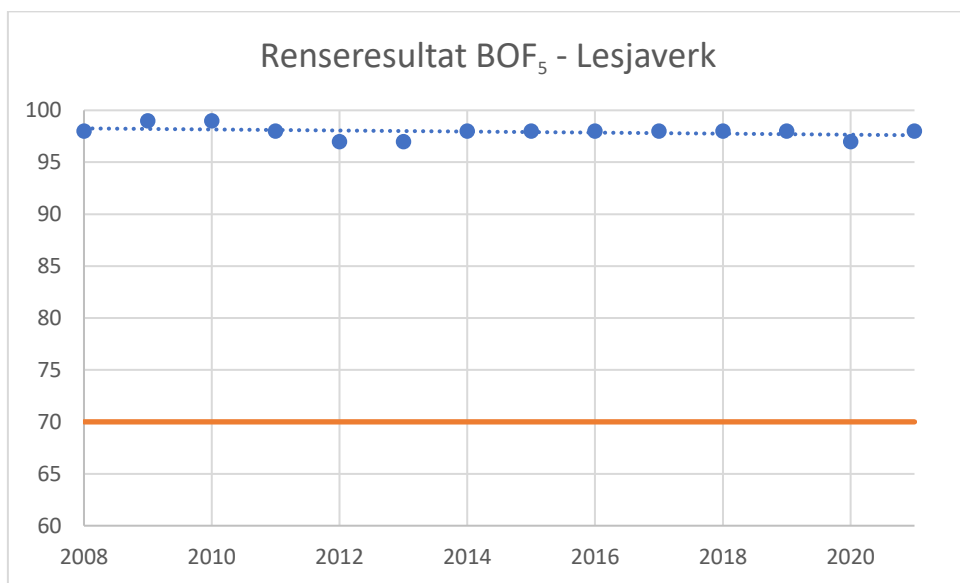


*Figur 7-14: Prøvetakingsbrønn ved Lesjaverk. (Foto: Privat)*

## Prøveresultater



Figur 7-15: Rensegrad fosfor i perioden 2001-2021.



Figur 7-16: Rensegrad BOF i perioden 2008-2021.

Tabell 7-5: Belastningsverdier for Lesjaverk renseanlegg i perioden 2009 til 2021, røde verdier viser verdier over hva anlegget er dimensjonert for. (Haugen, 2023)

År	m <sup>3</sup> /år	m <sup>3</sup> /d snitt	l/pe/d 150 pe	l/pe/d 250 pe	Ant. Pe 150 l/pe	Maks. mnd m <sup>3</sup> /d	Maks. mnd pe	Maks. uke m <sup>3</sup> /d	Maks. uke pe
2009	5 952	16.3	109	65	109	40	267	78.6	524
2010	6 534	17.9	119	72	119	34.8	232	52	350
2011	8 613	23.6	150	94	157	49	326	49	326
2012	8 435	23	153	94	154	67	447	45	300
2013	10 626	29	194	116	194	44	293	64	427
2014	4 345	12	79	48	79	17.5	117	92*	613*
2015	5 998	16	110	63	110	42.8	286	69.4	463
2016	8 618	23.5	157	94	157	53.7	358	85.9	573
2017	5 806	16	106	63	106	32.5	216	54	360
2018	5 854	16	106	64	106	30	200	44	293
2019	6 678	18.3	123	73	123	35	233	44	293
2020	6 736	18.4	123	74	123	27.4	183	37.3	249
2021	6 208	17	113	68	113	28	187	45	300

Tabell 7-6: Kloridverdier for Lesjaverk renseanlegg i løpet av 2021. (Haugen, 2023)

Mnd.	Jan	Mars	Mai	Juli	Sept	Nov
Innløp Cl	38,4	23,7	18,6	48,3	38	2,76
Utløp Cl	53,8	55,3	Ikke målt	44,1	52,2	4,59

Renseresultatene ved Lesjaverk renseanlegg er tilfredsstillende for både fosfor og BOF<sub>5</sub>. Belastningen på renseanlegget er lav i årsgjennomsnitt, men er oversteget i maksimaluke og tidvis i maksimalmåned. Det er medregnet en fortynningsfaktor på 1:1 på grunn av høye kloridverdier i utløpet. Til tider er disse verdiene høyere enn innløpsverdier. Forklaringen på dette er uvisst, men det kan skyldes en forskyvning og oppsamling i renseanlegget som fører til økt konsentrasjon av klor i forhold til innløpsverdier. Det er kun tatt prøver annenhver måned vil det være utforende å si noe om forskyvningen i form av anleggets oppholdstid.

### 7.3 Bjorli Renseanlegg

Bjorli renseanlegg renser avløpsvann fra området Bjorli og Lesjaskog i Innlandet. Området er et turistområde, med rundt 300 fastboende. Renseanlegget ble etablert i år 2000, og er dimensjonert for å håndtere 3000 pe. Anlegget renser per 1. januar 2022 avløpsvann fra 82 ordinære boliger og 1224 fritidsboliger/leiligheter.

Opprinnelig dimensjonering tilsier en maksimal belastning på 450m<sup>3</sup> pr døgn, men driftsresultater fra påskeuken 2023 viser en maksimalbelastning på 780m<sup>3</sup> (Vedlegg 1). Området er også preget av gårdsdrift og spredt bebyggelse, der flere er koblet på separate, private, avløpsløsninger. (Robertsen et al., 2022)



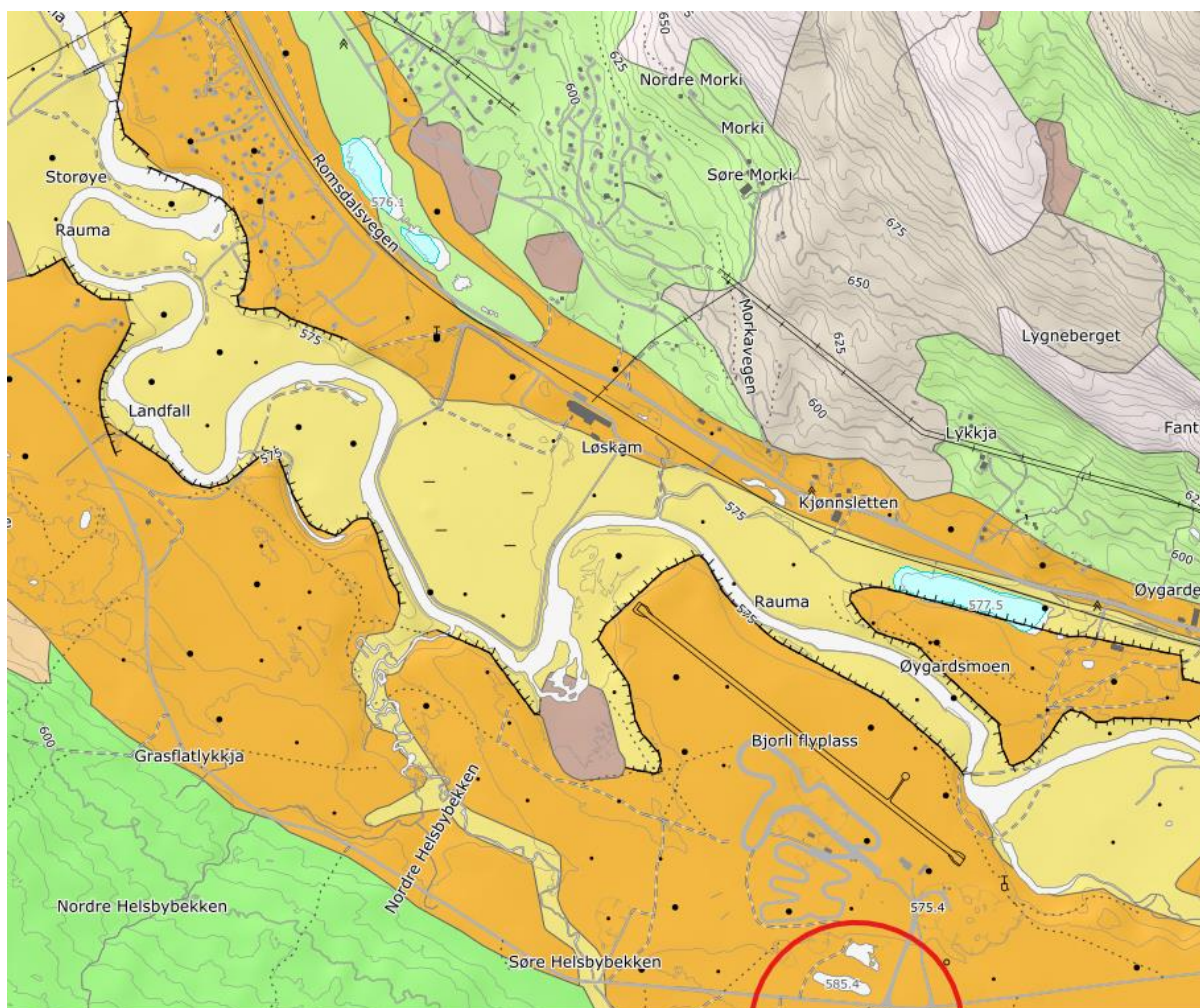
Figur 7-17: Bjorli renseanlegg markert med rød sirkel. (NGU)

Bjorli skal videreutvikles som turistdestinasjon, og det er planlagt utbygging av flere hyttefelt, leilighetskomplekser og turistbedrifter. Det vil gi et økende behov for et renseanlegg med tilfredsstillende kapasitet knyttet til utviklingen. På bakgrunn av dette er det søkt om videre utvidelse av anlegget med nye bassenger. (Robertsen et al., 2022)



Figur 7-18: Bilde av det nordlige bassenget ved Bjorli. (Foto: Privat)

Renseanlegget på Bjorli er anlagt på en stor sand- og grusforekomst, i form av en breelvvavsetning (Figur 7-19). Breelvvavsetningen har mektighet på om lag 9-10m i umettet sone, og georadarmålinger tatt i felt, samt brønnundersøkelser viser at anlegget har gode infiltrasjonsforhold ned til grunnvannet. Avstand til grunnvannet varierer med årstid og spesielt med vannføringen i Rauma, men generelt ligger mektigheten på rundt 8-12 meter. Ved snøsmelting vil grunnvannsnivået øke, noe som gir stor sesongvariasjon.



Figur 7-19: Løsmasseforhold ved Bjorli RA, oransje farge beskriver breelvvavsetninger. (NGU)

Infiltrasjonsanlegget består i dag av to åpne infiltrasjonsbasseng, uten noe form for forbehandling. Dette medfører eksessivt slam og avløpssøppel tilført til anlegget. Bassengene har i dag en størrelse på 3000m<sup>2</sup> og 4500m<sup>2</sup>, det andre bassenget ble i 2022 utvidet fra 3000m<sup>2</sup> til 4500m<sup>2</sup>. Det er i tillegg anlagt et overløpsbasseng på 500m<sup>2</sup> til bruk ved overbelastning av fremmedvann på ledningsnett (Figur 7-20).

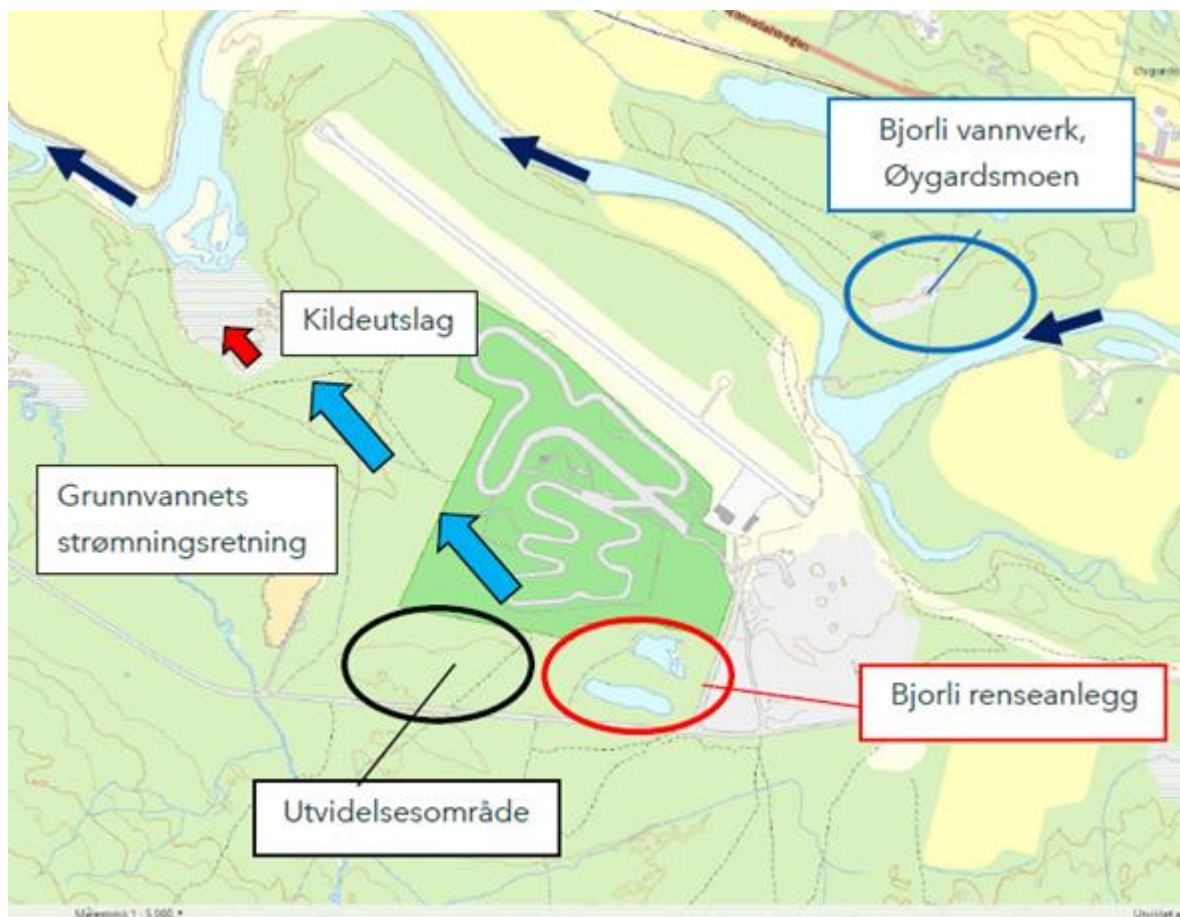


*Figur 7-20: Overløpsbasseng på Bjorli (Foto: Privat)*

Primærresipient for infiltrasjonsanlegget er det underliggende grunnvannet, med Rauma som sekundærresipient. Det er kartlagt strømningsretninger i området som går nordvest mot et kildeutslag og videre ut i Rauma (Figur 7-21).

Prøvetakingsbrønner er anlagt inntil hvert infiltrasjonsbasseng for å ta prøver av grunnvannsoppstuvningen som vist i Figur 5-10. Det er i tillegg anlagt prøvetakingspunkter i innløpskummen, som videre brukes for å analysere innholdet av næringsstoffer før de blir infiltrert i anlegget.





Figur 7-21: Bjorli renseanlegg, med strømningsområde for rensed avløpsvann. Grunnvannets strømningsretning er vist med blå piler. Rød pil viser kildeutslag fra grunnvannsmagasinet, med avrenning videre til Rauma. Svarte piler viser Raumas strømningsretning. (Robertsen et al., 2022).

Rauma har høy vannføring, spesielt i perioder med mye snøsmelting. Ved bruk av NVE sine vannføringsdata på målestasjonen «Stuguflåten» om lag 6 kilometer nedstrøms anlegget er middelvannføringen på over 900 000 m<sup>3</sup>/d, men vannføring utenom snøsmeltingsmånedene er på 80 000 – 400 000 m<sup>3</sup>/d. Dataene er analysert for årene 1971-2023 vist i Figur 7-22. (NVE, 2023c). Tallene vil være noe lavere i området rundt anlegget på grunn av tilrenning fra sideelven Bøvre før kontrollpunktet.



Figur 7-22: Oversikt over vannføring i Rauma(Stuguflåten) i perioden 1971-2023(NVE, 2023c)

Grunnvannet renner ut i Rauma hvor det er markert som myrområde i kartet (Figur 7-21) og området er avbildet i Figur 7-23.

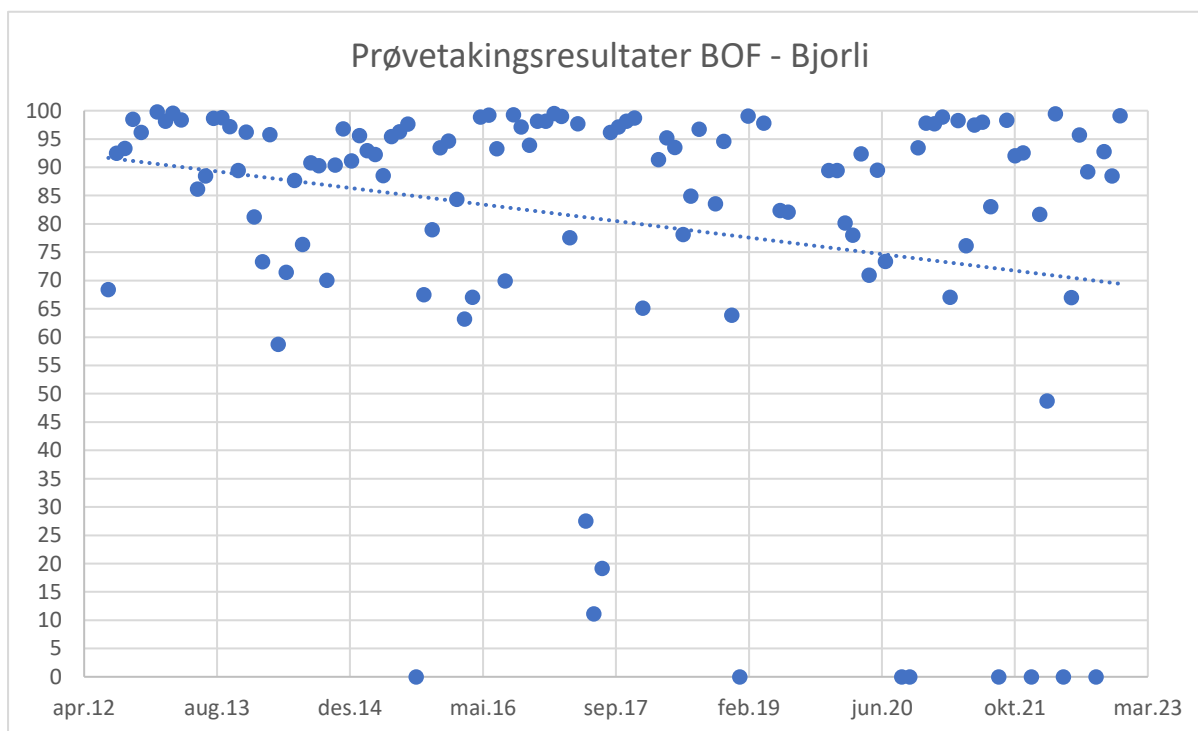


Figur 7-23: Myrområde i utløpsretningen fra Bjorli RA ut mot sekundærresipienten. (Foto: Privat)

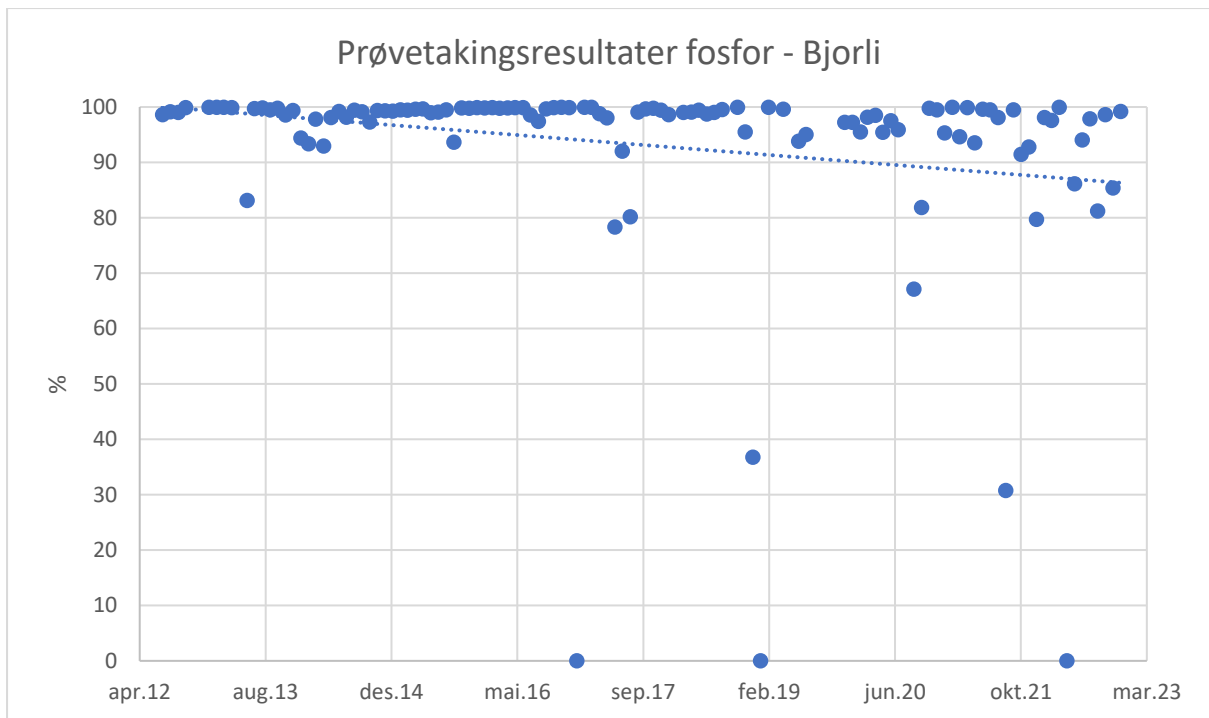
## Prøveresultater

Tabell 7-7: Årsbelastning ved Bjorli rensanlegg. Røde felt viser tilførsel høyere enn dimensjoneringsgrunnlaget på 450 m<sup>3</sup>/d. \* Innlekk av grunnvann ifm. Snøsmelting (mai), \*\* maks uke BOF5 (Haugen & Robertsen, 2023).

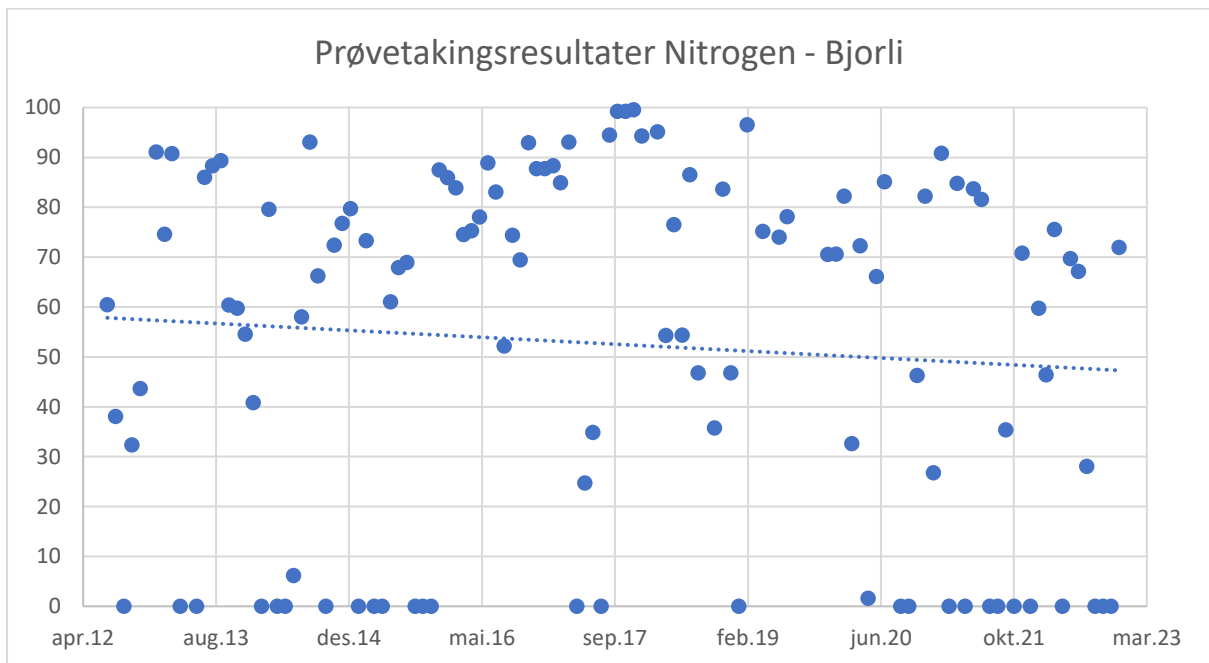
Ar	m <sup>3</sup> /år	m <sup>3</sup> /d (snitt)	Maks. mnd.m <sup>3</sup> /d	Maks. uke m <sup>3</sup> /d
2015	59 648	164	301	560
2016	54 305	149	273	592
2017	80 773	222	487	647
2018	69 852	191	402	557
2019	94 769	260	570	1 150
2020	83 168	227	620	678
2021	119 628	327	570	669
<b>2022</b>	<b>139 410</b>	<b>382</b>	<b>954*</b>	<b>657**</b>



Figur 7-24: Prøvetakingsresultater for BOF ved Bjorli rensanlegg i perioden juli 2012 til desember 2022.



Figur 7-25: Prøvetakingsresultater for fosfor ved Bjorli renseanlegg i perioden juli 2012 til desember 2022. Prøver med negativ renseeffekt er satt lik 0. Ved 0 i renseeffekt er det ikke dokumentert driftsforstyrrelser eller annen feil.



Figur 7-26: Prøvetakingsresultater for nitrogen ved Bjorli renseanlegg i perioden juli 2012 til desember 2022.

Prøveresultatene ved Bjorli renseanlegg viser tydelig effekt av overbelastning i senere periode ved at resultatene er svakere. Anlegget har gått utover den dimensjonerende maksimalvannføringen på 450m<sup>3</sup>/d, og snittvannføring i maksimalmåned har økt fra 300m<sup>3</sup>/d i 2015 til nærmere 600m<sup>3</sup>/d i 2021. Prøveresultatene trender mot dårligere resultater spesielt de siste 3 årene, med flere prøver under rensekrav for både fosfor og BOF<sub>5</sub>.

Prøvetakingen utført ved Bjorli renseanlegg de siste årene viser behov for utbedring av anlegget. Anlegget mangler forbehandling, noe som medfører store mengder avløpssjøp og eksessive mengder slamtilførsel til filterflatene. Det er behov for etablering av flere basseng eller anleggelse av rensetrinn før tilførsel til infiltrasjonsanlegget.

Utført t-test for sesongvariasjon på anlegget viser lav variasjon mellom perioden april til september satt opp mot perioden oktober til mars. Prøveresultatene som er presentert er stikkprøver tatt i perioden juli 2012 til desember 2022. Statistisk varierer periodene lite for både måling av fosfor og for måling av BOF<sub>5</sub>.

Signifikansnivå alfa = 0.05, beskriver grensen hvor en nullhypotese om ikke-signifikant variasjon i dataene ville forkastes. P>0.05 viser ikke-signifikant variasjon mellom resultatene brukt, og er illustrert i de underliggende tabellene.

Nitrogenprøvene er tatt med som kontroll, og viser tilsvarende som resterende parametere, selv om dette ikke inngår i rensekrav.

Tabell 7-8: T-test utført for fosformålinger på sommerstid mot vinterstid.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser			
	<i>Fosfor</i>	<i>Sommer</i>	<i>Vinter</i>
Gjennomsnitt		93.2776739	94.7483816
Varians		274.635842	250.009264
Observasjoner		57	56
Antatt avvik mellom gjennomsnittene		0	
Fg		111	
		-	
t-Stat		0.48271519	
P(T<=t) ensidig		0.31512431	
T-kritisk, ensidig		1.65869727	
P(T<=t) tosidig		0.63024861	
T-kritisk, tosidig		1.98156676	

Tabell 7-9: T-test utført for BOF<sub>5</sub>-målinger på sommerstid mot vinterstid.

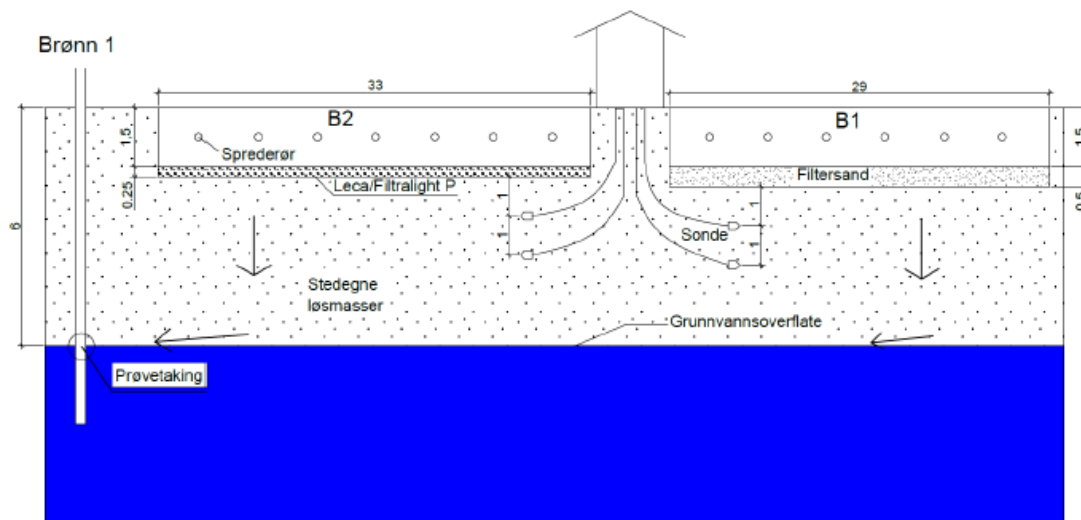
t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser		
<i>BOF</i>	<i>Sommer</i>	<i>Vinter</i>
Gjennomsnitt	76.6366675	84.6076677
Varians	918.549645	531.36778
Observasjoner	57	58
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	105	
t-Stat	-1.5854591	
P(T<=t) ensidig	0.05793463	
T-kritisk, ensidig	1.65949538	
P(T<=t) tosidig	0.11586926	
T-kritisk, tosidig	1.98281527	

Tabell 7-10: T-test utført for nitrogenmålinger på sommerstid mot vinterstid.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser		
<i>Nitrogen</i>	<i>Sommer</i>	<i>Vinter</i>
Gjennomsnitt	48.1269669	57.0410997
Varians	1288.46417	1209.19461
Observasjoner	57	58
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	113	
t-Stat	1.35229092	
P(T<=t) ensidig	0.0894912	
T-kritisk, ensidig	1.65845022	
P(T<=t) tosidig	0.1789824	
T-kritisk, tosidig	1.98118036	

## 7.4 Åbogen Renseanlegg

Åbogen renseanlegg renser avløpsvann fra et lite tettsted, og er dimensjonert for 250 pe, med maksimalkapasitet på 110m<sup>3</sup>/d. Anlegget har vært et pilotanlegg på utprøving av Leca Filtralite P, for forbedret fosforbinding. Det er anlagt to bassenger med forskjellige filtersandløsninger. Basseng 1 har innlagt filtersand, og basseng 2 har innlagt Filtralite P. I tillegg er det anlagt vakuumsonder i umettet sone for prøvetaking av uforynnnet avløpsvann. (Robertsen, 2016)



Figur 7-27: Tverrsnitt gjennom infiltrasjonsanlegget på Åbogen. (Robertsen, 2016)

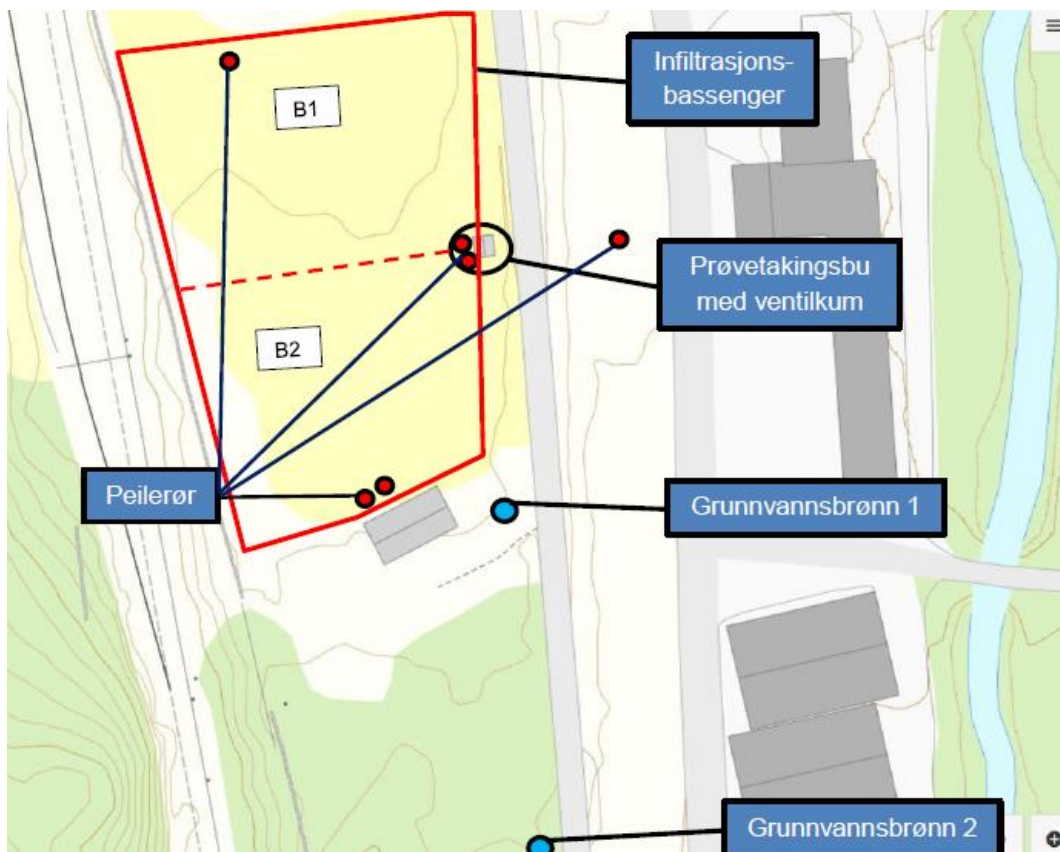
Anlegget har forbehandling i form av slamavskillere. Avløpsvannet ledes gjennom en slamavskiller på 20m<sup>3</sup> før det renner videre til en slamavskiller på 60m<sup>3</sup>. Videre er anlegget utstyrt med to pumpestasjoner for å føre vannet gjennom slamavskillerne og senere støtbelastes infiltrasjonsanlegget. Dette er vist ytterligere i Figur 7-28. (Robertsen, 2016)



Figur 7-28: Oversiktsbilde over anleggskomponenter ved Åbogen RA. (Robertsen, 2016)

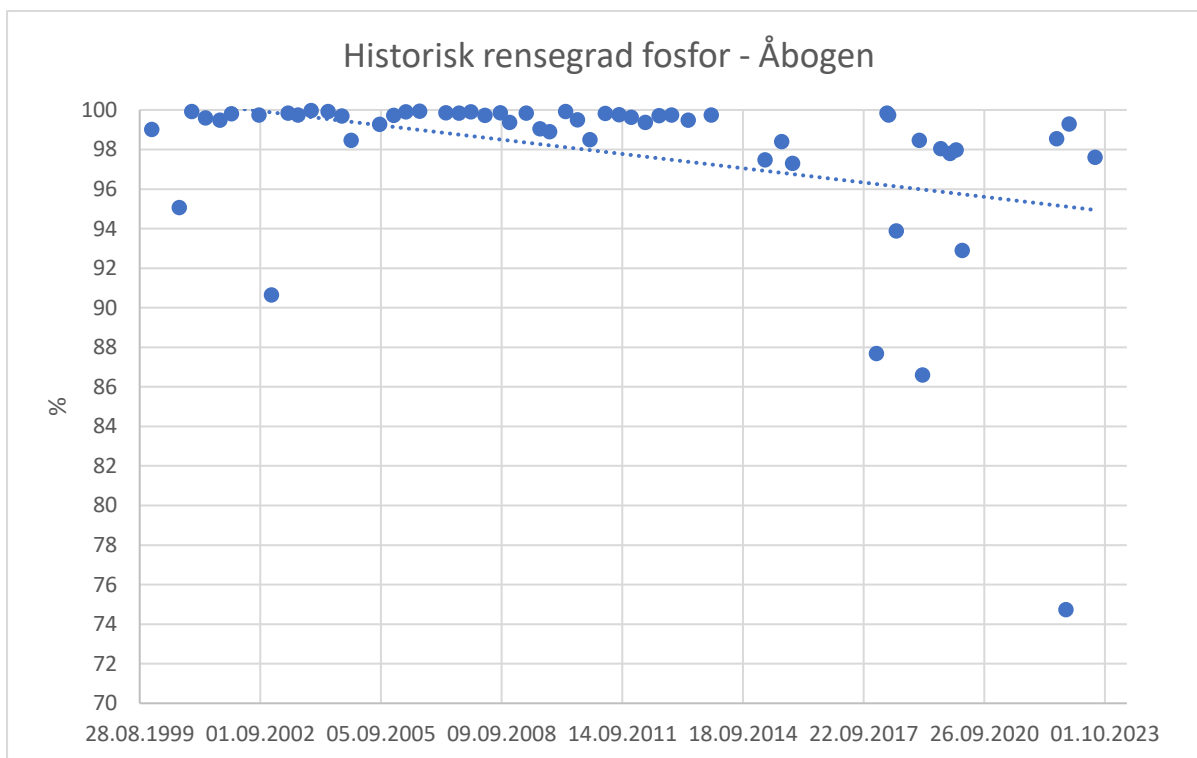
Renseanlegget har vannmengdemåling i pumpestasjon 2 for overvåkning av innløpsmengder. Det er totalt 6 prøvetakingspunkt på renseanlegget. Det er plassert to vakuumsønder under hvert basseng i umettet sone. Det er anlagt to grunnvannsbrønner for prøvetaking i grunnvannsoverflaten nedstrøms infiltrasjonsbassengene. Brønnene er anlagt med ulik avstand fra anlegget som vist i Figur 7-29. Grunnvannsbrønn 1 er anlagt i kort avstand fra infiltrasjonsområde og er brukt til å dokumentere renseeffekt. (Robertsen, 2016)



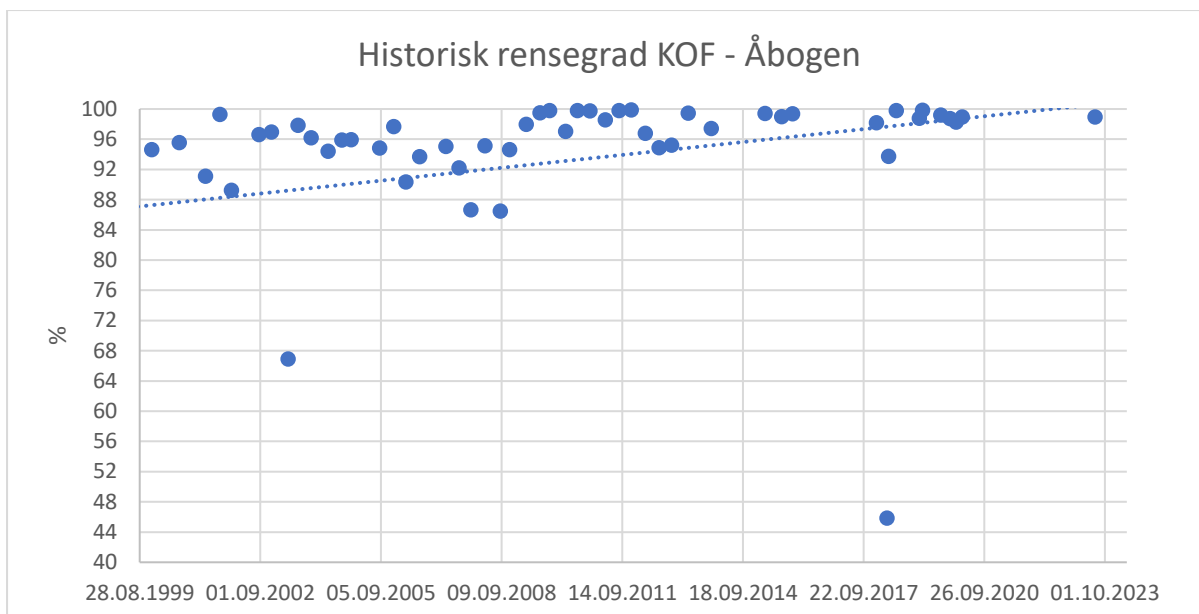


Figur 7-29: Detaljkart over Åbogen renseanlegg (Robertsen, 2016).

## Prøveresultater



Figur 7-30: Historiske rensresultat for fosfor ved Åbogen RA.



Figur 7-31: Historiske renseresultat for KOF ved Åbogen RA.

Renseresultatene ved Åbogen rensesanlegg viser generelt gode verdier på enkeltprøver tatt i anleggets levetid. Enkeltprøver med stor variasjon kan skyldes eksterne forhold, eller uvanlig høy belastning. Anlegget operer kontinuerlig på lavere enn 50% kapasitet, og renser tilstrekkelig på årsbasis. (Robertsen, 2016)

## 8. Diskusjon rundt prøvetakingsprosedyrer og optimalisering

### 8.1 Problematikk og utfordringer

Ved utforming av forurensningsforskriften kapittel 14 (Forurensningsforskriften, 2004) som den står i dag er det ikke tatt hensyn til større infiltrasjonsanlegg, selv om disse har vært i bruk i lang tid. Forskriften er skreddersydd for konvensjonelle biologisk-kjemiske renseanlegg der vannstrømmen samles før utløp.

Miljødirektoratet har utarbeidet en veileder for forurensningsforskriften kapittel 14, og denne nevner følgende om prøvetaking av anlegg:

«Med prøvetaking menes uttak av en representativ prøve og all behandling av prøven til den er klar for analyse. Dette inkluderer transport og oppbevaring av prøven inntil prøven er overlevert til laboratoriet.» (Miljødirektoratet, 2019)

«Med akkreditering menes en offisiell anerkjennelse av en organisasjons kompetanse og evne til å utføre angitte oppgaver i samsvar med gitte krav. I Norge er det Norsk akkreditering som gir akkreditering.» (Miljødirektoratet, 2019)

Veilederen definerer hva som menes med en representativ prøve av rensset avløpsvann som følger:

1. «avløpsvann som ikke er kunstig fortynt med hensikt» (Miljødirektoratet, 2019)
2. «Avløpsvann tatt fra et prøvested der hele vannstrømmen kan fanges opp og som har god omblending» (Miljødirektoratet, 2019)

Punkt 2 går imot prinsippet av infiltrasjon ved å samle opp hele vannstrømmen etter vannet er rensset, dette vil medføre at det må etableres måter å fange opp avløpsvannet i bunn av umettet sone. Dette medfører flere konsekvenser som gjør at infiltrasjonsanlegg ikke vil være hensiktsmessig i bruk. Anleggelse av oppsamling vil være forstyrrende for jordmassene som har som hensikt å rense avløpsvannet. Komprimering av jordprofilen vil minke effekten på avløpsrensingen i anlegget, som ikke er ønskelig.

Infiltrasjonssystemer vil naturlig ha noe fortynning når det tas prøver i grunnvannskulen. Ettersom primærresipienten er grunnvannet vil grunnvannskulen ligge akkurat i skillet mellom umettet og mettet sone, og det er her det anbefales å ta prøver i store infiltrasjonsanlegg. Dette er vanlig praksis fra gjeldene utslippstillatelser som er gitt for større infiltrasjonsanlegg. For å vise til fortynning som foreligger i grunnvannsoppstuvningen er det brukt sporstoffer som klorid, nitrogen og måling av ledningsevne (Robertsen et al., 2023).

Det er nevnt i veilederen at prøvetaking skal fordeles jevnt over de forskjellige årstidene og spres på forskjellige ukedager. Ukeblandprøver defineres som blandprøver tatt over minst fem døgn innenfor en periode på maks syv påfølgende døgn (Miljødirektoratet, 2019). Ukeblandprøver er noe utfordrende for anlegg som ikke har tilgjengelig strømtilførsel på anleggsområde, men det kan sees på som en nødvendig investering der det gjelder.

Forurensningsforskriften §14-11. konstaterer at prøvene skal være representative for avløpsvannet og tas ved bruk av mengdeproporsjonalt prøvetakingssystem (Forurensningsforskriften, 2004). Det er standard praksis å bruke stikkprøver på infiltrasjonsanlegg som er etablert i dag, dette kommer av kompleksiteten av å etablere mengdeproporsjonale prøvetakere med pumping av vann fra grunnvannskulen.

Grunnvannsmagasiner i Norge er generelt små og tynne (NVE, 2023a). I Norge står grunnvann for rundt 10% av forsyningen til den norske befolkningen, hovedkilden for drikkevann i Norge kommer fra overflatevann (Steinberg et al., 2020). I motsetning til store deler av Europa, som er avhengige av grunnvannsforekomster, er vi i Norge mindre avhengig av grunnvannsmagasiner til vannforsyning. Sand- og grusforekomster, som infiltrasjonsanlegg optimalt er anlagt i, har ofte nærhet til større elveløp. Dette forsterker fortynningsgraden i grunnvannsforekomstene, og en ser større utskiftning i grunnvannet.

Hytteområder og turistområder er preget av stor sesongvariasjon, eksempelvis vil områder med stor aktivitet under vintersesongen ha lite aktivitet resten av året. Dette fører til at anleggene har stor ujevnhet i belastningsgrad gjennom året. Områder med åpne infiltrasjonsbasseng har et naturlig utjevningvolum i selve bassenget, dette gjør at anleggene kan jevne ut toppene og fortsatt driftes ved både høy og lav

belastning. Konvensjonelle anlegg må dimensjoneres for å tåle maksimal uke og de utfordrende sesongvariasjonene i disse områdene. Samtidig krever det bredere kompetanse for drift av høyteknologiske anlegg, med medfølgende høy investerings- og driftskostnad.

## 8.2 Krav til akkreditert og representativ prøvetaking

Det stilles krav i forurensningsforskriften kapittel 14 til at virksomheter som utfører prøvetaking fra 31. desember 2008 skal være akkreditert for prøvetaking eller ha et tilsvarende kvalitetssikringssystem for prøvetaking godkjent av en kvalifisert nøytral instans (Forurensningsforskriften, 2004).

Det kreves at prøver skal tas med jevne mellomrom gjennom året.

«Prøvetidspunktene skal være i henhold til en tidsplan oppsatt på forhånd i virksomhetens internkontroll» (Forurensningsforskriften, 2004). Her er det fordelaktig å sette opp en plan som fordeler prøvetakingstidspunktene utover året med noe varierende intervaller for å hente ut prøver som beskriver avløpsbildet i forskjellige situasjoner. Under omstendigheter som fører til at prøven ikke viser å være representativ for perioden, burde prøven utsettes og ikke leveres til laboratoriet. Dette kan forekomme med unormalt store nedbørsmengder eller større utslipp fra bedrifter enn vanlig. Det er i disse tilfellene viktig å dokumentere hendelsen og begrunnelsen bak forsinkelsen. (Statens forurensningstilsyn, 2008)

## 8.3 Forbedring av forbehandlingsmetoder

Forbehandlingsmetodene som generelt er brukt ved infiltrasjonsanlegg er eldre og til tider utdaterte. Det kan være fordelaktig å implementere mer avanserte forbehandlingsmetoder. En slik implementering inkluderer bruk av tekniske løsninger for fjerning av avløpssjøppel og vurdering av behov for kombinasjonsanlegg på områder med mindre gunstige grunnforhold eller større risiko for grunnvannsforurensning. Biologiske forfiltre og bruk av filterløsninger, som er brukt i flere konvensjonelle avløpsrensaneanlegg, før utslipp til infiltrasjon kan være en nødvendig oppgradering for å tåle økt belastning. Fjerning av avløpssjøppel og slamuttak fra slamavskiller burde være et minimum for forbehandling til infiltrasjonsanlegg. Det er tydelige konsekvenser i form av gjentetting ved tilførsel av avløpssjøppel og totalslam til renseanlegget. Det er heller ingen mulighet for gjenbruk av slam som er tilført avløpssjøppel, noe som tydeliggjør problemet.

Forbehandlingsmetodene er generelt billige og effektive for behandling av de groveste tilførselene til renseanleggene.

#### 8.4 Standardisering av brønnplassering og pumpeteknikk

Prøvetakingsbrønner viser forskjeller i resultater ut ifra plassering og hvordan prøvene er tatt. God praksis og standardisering av dette vil være et viktig steg for å hente ut prøver som er representative for avløpsvannet som infiltreres. Det krever kunnskap om strømningsretning for å anlegge brønn på optimalisert plassering. Generelt vil brønner som er plassert nærmere anlegget i strømningsretningen gi lavere fortykning enn brønner som er plassert lenger nedstrøms. Det har vært ulik praksis på dette, men renseresultater viser høye sporverdier i grunnvannsoppstuvningen under anlegget. Det vil ut ifra resultatene være fordelaktig å anlegge brønnen i skiftet mellom umettet og mettet sone.

Boring av flere brønner vil gjøre det lettere å avklare hvilke brønner som er mest representative for avløpsvannet. Ved brønnplassering nærme anlegget vil en raskere kunne oppdage feil ved anlegget. Eksempelvis kan dette være belastning av stoffer som anlegget ikke er dimensjonert for, og videre kan forårsake forurensning i resipienten.

Mindre renseanlegg med lav belastning kan være problematiske ved brønnplassering rett under anlegget, spesielt i løsmasser som drenerer vannet bort fra anlegget før det får etablert en grunnvannsoppstuvning. Dette er tatt hensyn til ved Lesjaverk renseanlegg, og prøvetakingsbrønner er anlagt lenger nedstrøms anlegget.

Følgende prøvetakingsprosedyre er hentet fra samtaler med, og foredrag holdt av Rolf E. Forbord som i lengre tid har utført prøvetaking på sigevann fra avfallsdeponier ved bruk av miljøbrønner.

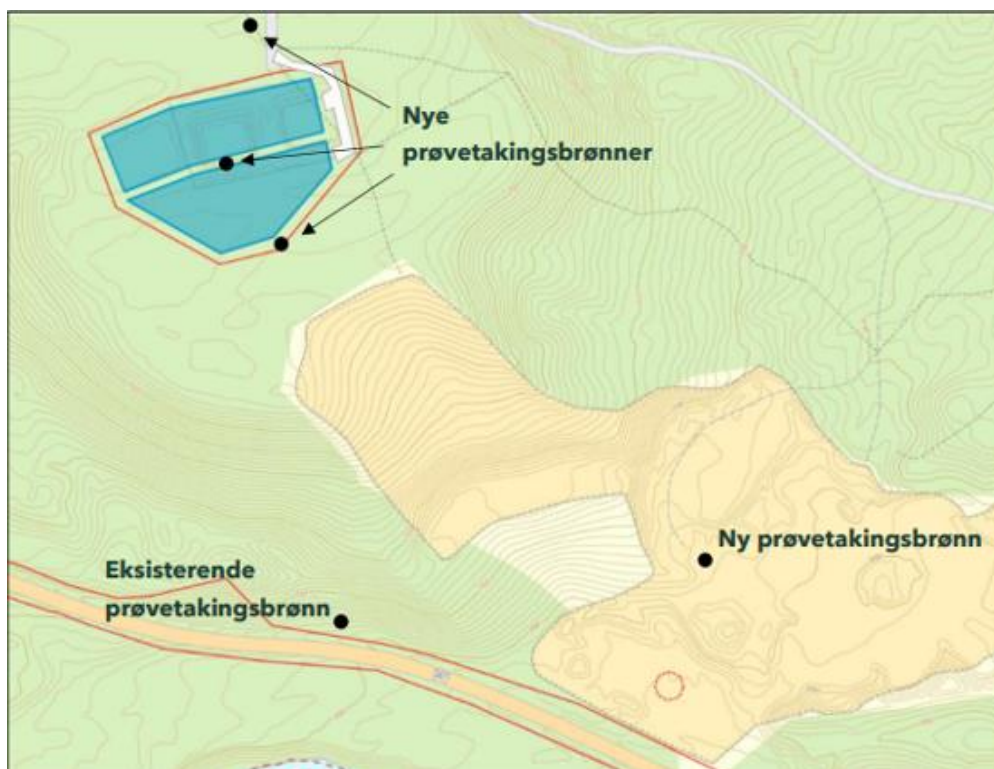
1. Nylig etablerte prøvetakingsbrønner vil forårsake høy turbiditet i grunnvannet rundt filterplasseringen, dette medfører at det er behov for utpumping av grunnvann til vannet er klart for å vise representative verdier. Bruk og elektrisk ledningsevne som forklart i «Prøvetakingsmetoder for infiltrasjonsanlegg» for logging av konsentrasjon av avløpsvann.

2. Det burde være om lag 2-3 uker etter brønnetablering før representative prøver kan hentes ut.
3. Pumper burde vært dedikert til prøvetakingsbrønner for å unngå krysskontaminering. Pumpen burde i utgangspunktet plasseres midt i filteret ved prøvetaking.
4. Forpumping og prøvetaking burde foregå under lav pumpefrekvens. Det er gunstig for begrenning av omrøring og forstyrning i grunnvannet. Det burde i tillegg måles høyder til grunnvannet og loggføres under prøvetaking.
5. Ved prøvetaking burde det pumpes nok vann til å fornye vannet som er i brønnen. Dette gjelder spesielt når brønnfilteret er plassert et stykke under grunnvannsnivå, og det skjer oppsamling av vann i brønn. Måling av ledningsevne og temperatur her er gunstig da en kan se når verdiene stabiliserer seg. Dette kan gjøres i felt ved å pumpe vann i en beholder og måle ledningsevne og temperatur til dette er stabilt før prøven tas. Det vil også være fordelaktig å sjekke at vannet som pumpes er klart.
6. Før selve prøven tas ut er det fordelaktig å senke pumperaten og måling av grunnvannsnivå til en ser en økning i grunnvannsnivå. Dette gjøres for å redusere forstyrrelser og se at prøver tas av ferskt infiltrert avløpsvann.
7. Er det behov for uttak av prøver som skal analyseres for jern, mangan og tungmetaller er det viktig med filtrering i felt for å ta representative prøver av komponenter i vannfase.

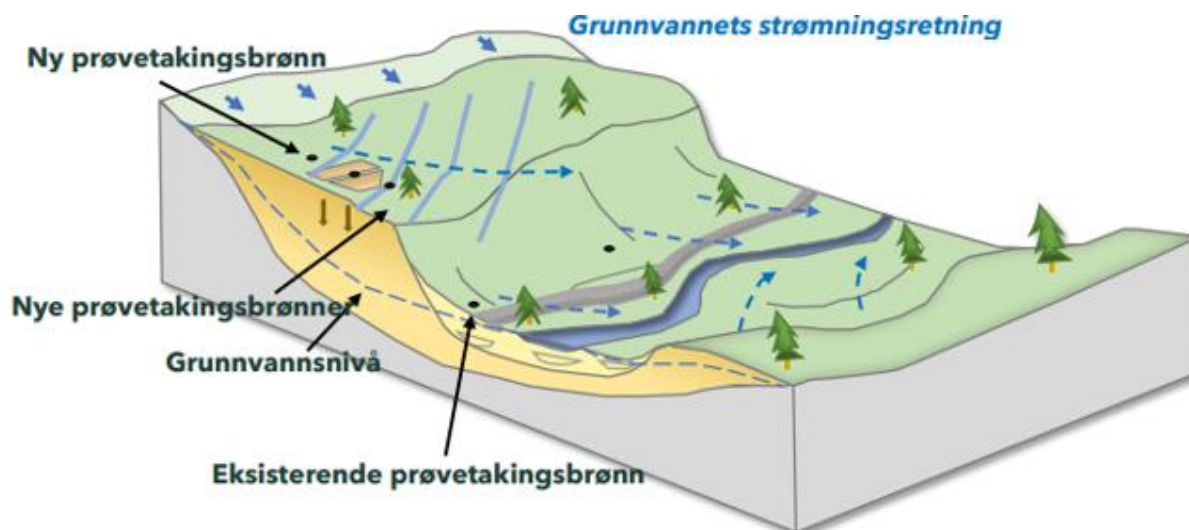
### **Konsekvenser av feil brønnplassering**

Dårlig brønnplassering fører til dårlige renseresultater. Resultatene vil ved dårlig plassering ikke være representative for avløpsvannet det skal tas prøve av. Ved stor avstand til prøvetakingsbrønnene er det store feilkilder knyttet til utregning av fortynningsgrad og lavere sikkerhet for at brønnen er plassert i strømningsretningen til anlegget.

Randsverk renseanlegg har i dag prøvetakingsbrønn et stykke nedstrøms anlegget, og vil være et eksempel på ugunstig plassering. Det planlegges etablering av nye prøvetakingsbrønner i nærhet av anlegget i ny utslippssøknad. Dette er vist i Figur 8-1 og Figur 8-2.



Figur 8-1: Oversikt over brønnplassering på Randsverk RA, Vågå kommune. (Robertsen & Haugen).



Figur 8-2: Oversikt over strømningretning og brønnplassering ved Randsverk RA i Vågå kommune. (Robertsen & Haugen)

## 8.5 Prøvetakingsmetoder utenfor Norge

Det viser seg å være lite oppfølging av infiltrasjonsanlegg på lik linje med store norske infiltrasjonsanlegg. U.S.EPA viser til anbefalinger om at det skal tas utløpsprøver fra fordelingsystem før videre fordeling mellom lagunene. (U.S.EPA, 2006). Grunnvannsforekomster er periodevis målt for kontaminasjon, men måling av renseeffekt før utslipp til grunnvann viser seg å være en lite utbredt metode.



Det er utført søk over flere institusjoner i flere land eksempelvis USA og Canada, men lite tyder på at metoden er utbredt. Det tyder på at normal praksis er bruk av riktige dimensjoneringsmetoder for å garantere kvalitet, samt prøvetaking av grunnvannsressurser lenger borte fra renseanlegget.

## 8.6 Utstyrshåndtering

Utstyr som brukes til håndtering av avløpsvann og prøvetakingsutstyr bør vurderes opp mot risiko for kontaminasjon av utstyr og prøver. I forhold til akkreditert prøvetaking settes det krav til at utstyr som brukes for prøvetaking ikke skal være kontaminerende for prøven som tas (Norsk akkreditering, 2021).



Figur 8-3: Prøvetakingsutstyr brukt ved Bjorli RA (Foto: Privat)

Ved befaring på Bjorli renseanlegg fikk jeg en innføring i hvordan prøver blir tatt på dette anlegget. Første steg er måling av dybde til grunnvannet, og dette gjøres ved bruk av grunnvanns-peiler. Prøvene tas ved hjelp av en liten pumpe festet til slange. Pumpen blir koblet på bilbatteri for strømtilførsel. Denne blir trukket ned grunnvannsbrønnen til litt under grunnvannsnivå før det pumpes opp prøver i laboratoriets prøvetakingsbeholdere.

Det er tydelig forbedringspotensiale på utføring av prøvetaking, inkludert rengjøring av utstyr, forsvarlig oppbevaring av utstyr under transport og oppbevaring mellom prøvetakingstidspunktene. Uten gode retningslinjer på dette vil faren øke for at prøvene ikke er representative for avløpsvannet.

Dokumentasjon av prøveprosedyrer er gunstig for å ha oversikt over eventuelle feilkilder i resultater videre. Dette spesielt gjelder dette for infiltrasjonsanlegg ettersom oppholdstiden i umettet sone er lang. Ved god dokumentasjon vil sporbarheten være høyere for å finne eventuelle feil eller mangler ved prøvetaking.

## 8.7 Håndtering av prøver

Ved prøvetaking må riktig dokumentasjon foreligge. I første omgang gjelder dette markering av prøver i felt med riktige opplysninger for prøven som tas. Hvor mange beholdere det er behov avhenger av hvilke analyseparametere det skal tas prøver for.

Det er gunstigst å bruke beholdere av glass til prøvetaking. Det kan imidlertid vise seg å gi noen praktiske ulemper med tanke på størrelse og mengde. Med bakgrunn i dette er det også godkjent for bruk av prøvetakingsbeholdere laget av polypropylen og polyeten. Beholdere burde være nye, eventuelt syrevasket hvis beholdere er brukt før. (Statens forurensningstilsyn, 2008). Godkjente prøvetakingsbeholdere er tilgjengelige hos flere laboratorier som utfører analyse for miljøgifter i avløpsvann.

Prøvetakingsbeholdere må være tette og prøvetakingspersonell følge instruksene oppgitt for hver enkelt prøve. Noen prøver kan fryses hvis det er lengre enn angitt tid før prøven skal analyseres, men enkelte prøver må ikke fryses. Dette er vist i Tabell 8-1. Dette medfører at laboratoriet og personell som utfører prøvetaking må ha gode rutiner og et godt logistikksystem for utføring og transport av prøver.

Det er anbefalt at rengjøring av utstyr foregår følgende måte i veilederen (Statens forurensningstilsyn, 2008):

«Oppsamlingsbeholdere burde være nye eller syrevasket når de først tas i bruk. Videre skal beholdere vaskes mellom prøvetidspunkt.»

1. «Legg slanger, prøvekommer etc. i såpevann over natten (for eksempel maskinvaskemiddel).»
2. «Rengjør ved hjelp av børste der dette er nødvendig/mulig.»
3. «Skyll slanger og utstyr grundig med varmt vann.»
4. «La utstyret tørke.»

## 8.8 Uttak av prøver

Det utføres i dag kun stikkprøver for utløp av infiltrasjonsanlegg, og det er ikke utviklet noe system for mengdeproporsjonale døgnblandprøver. Utfordringen ved prøvetaking av infiltrasjonsanlegg er oppholdstiden og blandingen som skjer i umettet sone. Infiltrasjonsanlegg kan ha flere ukers oppholdstid i umettet sone før de treffer grunnvannssonen. Ønskes mengdeproporsjonale prøver er man avhengig av overvåkning av mengdegjennomstrømning gjennom prøvetakingspunktet. Dette strider noe imot prinsippet til infiltrasjonsanlegg. Ved implementering av tidsproporsjonale prøver for infiltrasjonsanlegg vil en kunne vise til mer representative tall enn metoden som brukes i dag. Eventuelt vil det være mulig å etablere en løsning for kontinuerlig uttak av prøver med automatisk prøvetaker, dette beskrives nærmere i «Videre arbeid». Døgnblandprøver vil også være mulig å gjennomføre, men uten mengdeproporsjonalitet.

Tidsproporsjonale blandprøver innebærer uttak av et gitt volum i et satt intervall. Eksempelvis kan man ta ut en prøve på 50ml hver time over en gitt tid. Dette er en metode som kan brukes for sigevann fra deponier. (Statens forurensningstilsyn, 2005)

## 8.9 Analyseparametere for avløpsvann

Tabell 8-1: Analyseparametere og informasjon om hvordan prøven tas for prøver tilknyttet kommunalt avløpsvann. Hentet fra eurofins' veileder. (eurofins) supplementert for TKB.

Parameter	Prøvemengde	Viktig info
Biologisk oksygenforbruk(BOF <sub>5</sub> )	300-500 ml	Må analyseres innen 24 t (kan fryses)
Kjemisk oksygenforbruk (KOF-Cr)	100 ml	Konserves innen 48 t eller fryses
Suspendert stoff (SS)	500 ml	Må analyseres innen 48t og kan ikke fryses. Da prøven ofte tas på døgnblandprøver er prøven allerede 24 timer når prøven tas, og det er kun 25 timer igjen av holdbarheten før prøven må analyseres.
Total fosfor (TP)	100 ml	Konserves innen 48 t eller fryses
Total nitrogen (TN)	100 ml	Konserves innen 48 t eller fryses
Totalt organisk karbon (TOC)	100 ml	Oppbevares kjølig
Fett i vann	500 ml	Glassflaske, ikke fryses
pH	100 ml	Må analyseres innen 24 t (kan ikke fryses)
Olje i vann	900 ml	Glassflaske, ikke fryses
Termofile koliforme bakterier		Kjølt, og leveres innen 24timer

## 8.10 Formål

Formålet med bruk av infiltrasjonsanlegg i områdene de er lagt er utnyttelse av gode grunnressurser til miljømessig gevinst for resipienter. Anleggene er lagt i områder med stor belastningsvariasjon som skaper utfordringer for renseevne.

Konvensjonelle biologisk-kjemiske renseanlegg krever stor plass, kostbart utstyr og mer kompetanse innen drift og oppfølging. Mikrobielle prosesser vil være avhengig av riktig temperatur for gunstig drift. Flere prosesser vil stagnere ved for lave temperaturer, det vil derfor kunne vise seg problematisk med biologisk-kjemiske renseanlegg i områder med stor belastningsvariasjon.

Skjønnsmessig kan det vise seg upraktisk med store konvensjonelle renseanlegg i turistområder og hyttefelt, da områdene er preget av høy variasjon i avløpsmengde. Det vil medføre dimensjonering av et renseanlegg for rensing av maksimaluke, der en vil unngå bruk av overløp ved forhøyet belastning. Dette vil kreve store ressurser av kommunen, og kan i tillegg vise seg å være utfordrende de resterende periodene av året.

Det avgjørende behovet for avløpsrensing kommer av hensyn til vannresipientene. Det burde derfor kartlegges interesse for bruk av vannresipienter til viktige formål, og opp mot konsekvensene av utslippet som kommer fra et renseanlegg. Utløpsverdier fra eksempelvis Bjorli renseanlegg har målt gjennomsnittlig vannføring til anlegget på 382 m<sup>3</sup>/d. Sammenlignes vannføring i resipienten, da sekundærresipienten Rauma med middelvannføring på 900 000m<sup>3</sup>/d, med avløpsmengden som slippes ut av renseanlegget kan det stilles spørsmål til hvorvidt dette medfører betraktelige miljøulemper for vassdraget.

Det er behov for mer forskning, og forståelse om hvordan infiltrasjonsanlegg fungerer. Avvikling av infiltrasjon som fungerende prinsipp for kommunalt avløpsvann vil føre til store kostnader for berørte kommuner, med oppskalerte biologisk-kjemiske renseanlegg med ressurskrevende prosesser. Å ilette infiltrasjonsanlegg strengere regulering i form av bruk av forbehandling og eventuell bruk av kombinasjonsprosesser i områder som er utsatt for lokal forurensning vil være gunstig.

## 9. Konklusjon

Gjennom diskusjon av problematikk og utfordringer knyttet til infiltrasjon av avløpsvann, tydeliggjøres aspekter som krever nærmere vurderinger og tilpasninger i dagens forskriftsrammeverk. En sentral problemstilling er at forurensningsforskriften kapittel 14 ikke tar tilstrekkelig hensyn til infiltrasjonsanlegg. Forskriften er i stor grad tilrettelagt for konvensjonelle biologisk-kjemiske renseanlegg, og dette skaper utfordringer og uheldige konsekvenser for effektiv prøvetaking og representativiteten til analyse for infiltrasjonsanlegg.

Veilederen til forskriften legger vekt på representativ prøvetaking, men dette medfører problematikk i form av oppsamling av hele vannstrømmen i et infiltrasjonsanlegg, som strider imot infiltrasjonsløsningens prinsipp. I tillegg stilles det krav om mengdeproporsjonal prøvetaking som er en utfordring i forbindelse med oppholdstid i umettet sone, og vil ikke medføre noe grad av sikkerhet uten kunnskap om forskyvninger av innløpsverdier og utløpsverdier.

Videre vil også forbedring av forbehandlingsmetoder, standardisering av brønnplassering og riktig pumpeteknikk være vesentlig. God forbehandling fører til lavere gjentettingsgrad, og riktig brønnplassering fører til representative prøver med lav fortynningsgrad.

For oppnåelse av effektive og representative prøvetakingsmetoder anbefales revisjon av veileder til forurensningsforskriften. Dette bør inkludere tilpasninger som tar hensyn til infiltrasjonsanleggenes egenskaper og utfordringer. Det anbefales ytterlige forskning og utvikling for bedre forståelse av funksjonene til anleggstypen, samt forbedringer rundt dagens prosedyre.

Samlet sett kreves en fremtidsrettet og miljøbevisst tilnærming til infiltrasjonsanlegg. På denne måten kan infiltrasjonsanlegg være en ressurs og et nyttig verktøy i områder med stor belastningsvariasjon og gode løsmasser.

## 10. Videre arbeid

### 10.1 Mengdeproporsjonal prøvetaking

Det anbefales å igangsette et prosjekt og utvikling av en metode for uttak av mengdeproporsjonale prøver ved kontinuerlig utpumping av avløpsvann fra grunnvannsoppstuvningen som sendes gjennom en automatisk prøvetaker. For riktig oppbevaring av prøver burde kjøleskap benyttes. På bakgrunn av overnevnte punkter kan en metode utvikles. En slik metode burde evalueres for å se hvor representative prøvene er med tanke på fortynningsverdier, og analysere dette mot metoden som benyttes i dag.

### 10.2 Kartlegge oppholdstid på infiltrasjonsanlegg

Det vil være behov for en mer nøyaktig analyse av strømningsforhold i infiltrasjonsanlegg. Det er vanlig med empiriske verdier for gjennomstrømning basert på infiltrasjonstester. Bruk av sporstoffer for kartlegging av oppholdstid i anlegget vil gi forbedret sammenheng mellom innløps- og utløpsverdier, da dagens prøver måles i samme tidsrom for innløp og utløp selv med antatt forsinkelse som kan være opptil flere uker. Ved å kjøre tester for både høy og lav belastning vil man videre kunne si noe om forskyvning i belastningsmengde for næringsstoffer.

Casestudier om massebalanse på utvalgte anlegg for å kartlegge tilbakeholdelse av næringsstoffer. I forhold til svensk forskning gjort på fosfortilbakeholdelse i jord, ref. (Eveborn et al., 2012). Utføre spesifikke tester på store infiltrasjonsanlegg som vi har i Norge i dag. Eventuelt kartlegge tilbakeholdelse av næringsstoffer i forskjellig type løsmasser som infiltrasjonsanlegg anlegges i.

### 10.3 Rimelighetskrav og miljømessig påvirkning fra infiltrasjonsanlegg.

Se på miljøkonsekvenser ved utslipp fra infiltrasjonsanleggene. Kartlegge områder rundt og se på spredning av næringsstoffer og smittestoffer. Kartlegge påvirkning med økt belastning. Se på kost-nytte beregning og kartlegge fordeler og ulemper med flere anleggstyper. Her innebærer energibruk, kjemikaliebruk og bevaring av vannmiljø i fremtiden. Hvor godt vil et konvensjonelt biologisk-kjemisk renseanlegg rense avløpsvann i lavbelastningsperioder, ettersom biomassen innstiller seg etter

belastningen på anlegget? Hvor lang tid tar det før den biologiske prosessen fungerer best mulig ved en høy belastningsendring i eksempelvis påskeuken i et hyttefelt ved bruk av et konvensjonelt biologisk-kjemisk renseanlegg?

#### 10.4 Kartlegging av smitteførende bakterier i infiltrasjon.

Det er i dag lite kartlegging og dokumentasjon på hvordan smittestoffer beveger seg i jorda, og det er heller ikke krav om prøvetaking av smittestoffer. Det vil være gunstig å undersøke hvilke potensielle konsekvenser det har for grunnvannet, spesielt med tanke på at flere infiltrasjonsanlegg er anlagt i områder med grunnvannsforsyning. Her er spesielt kartlegging av virus viktig, da disse er små og vanskelige å fange opp.



## Referanseliste

- Beach, D. N. H., McCray, J. E., Lowe, K. S. & Siegrist, R. L. (2005). Temporal changes in hydraulic conductivity of sand porous media biofilters during wastewater infiltration due to biomat formation. *Journal of hydrology*, 311, 230-243.
- eurofins. *Environment Testing - Avløpsvann*.  
<https://www.eurofins.no/media/474349/avloepsvann.pdf>
- Eveborn, D., Kong, D. & Gustafsson, J. P. (2012). Wastewater treatment by soil infiltration: Long-term Phosphorus removal. *Journal of Contaminant Hydrology*, 140, 24-33.
- Forurensningsforskriften. (2004). *Forskrift om begrensning av forurensning*  
[https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/\\*#&#x2a;](https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/*#&#x2a;)
- Fylkesmannen i Hedmark. (1996). *BRATTBAKKEN RENSEPARK, FOLLDAL KOMMUNE - TILLATELSE TIL UTSLIPP AV AVLØPSVANN FRA FOLLDAL SENTRUM OG KROKHAUG TETTSTED. Utslippstillatelse nr 0039-006.*
- Gao, Q., Blum, K. M., Gago-Ferrero, P., Wiberg, K., Ahrens, L. & Andersson, P. L. (2019). Impact of on-site wastewater infiltration systems on organic contaminants in groundwater and recipient waters. *Science of the Total Environment*, 651, 1670-1679.
- Haugen, M. (2023). *Notat Lesjaverk renseanlegg - årsrapport 2022.*
- Haugen, M. & Robertsen, K. R. (2023). *Bjorli renseanlegg - Årsrapport 2022.*
- Heistad, A. (2014). VA i spredt bebyggelse. I *Vann- og avløpsteknikk* (2. utg.). Norsk Vann.
- Hensel, G., Yri, A. & Køhler, J. C. (2007). Slamavskiller som rensetrinn i mindre avløpsrenseanlegg (<50 pe). 2, 3. Hentet 20.10.2023 fra <https://www.nibio.no/tema/miljo/mindre-avlop/renselosninger/slamavskiller>
- Hill, D. E. & Frink, C. R. (1980). Septic system longevity increased by improved design. *Water Pollution Control Federation*, 52(no. 8), 2199-2203. <https://www.jstor.org/stable/25040860>
- Jenssen, P. D., Jonasson, S. A. & Heistad, A. (2006). *Naturbasert rensing av avløpsvann. VA-forsk rapport*, (20).
- Kartverket. (2023). *Norgeskart*. norgeskart.no, <https://norgeskart.no/>
- Miljødirektoratet. (2019). *Kapittel 14-kommentarer, større tettbebyggelser.*
- Miljødirektoratet. (2023). *Svar på henvendelse om privat eierskap av avløpsanlegg og krav til prøvetaking for infiltrasjonsanlegg*. <https://www.statsforvalteren.no/oslo-og-viken/miljo-og-klima/avlop/infiltrasjonsbasseng-som-renselosning-for-avlopsvann-fases-ut/>
- Naturvårdsverket. (1991). *Rening av hushållsspillvatten, infiltrasjonsanlegg og markbædder for fler än 25 personer*. Naturvårdsverket.
- NGU. *Løsmassekart*. s.l., Norges Geologiske Undersøkelse. [https://geo.ngu.no/kart/losmasse\\_mobil/](https://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/)
- NIBIO, J. (rev. 2017). *Lukkede infiltrasjonsanlegg for sanitært avløpsvann.*
- Norsk akkreditering. (2021). *Veiledning til akkreditering av prøvetaking (NS-EN ISO/IEC 17025:2017)* [Veiledning]. Norsk akkreditering.

- NVE. (2023a). Grunnvann. Hentet 06.11.2023 fra <https://www.nve.no/vann-og-vassdrag/vannets-kretsloep/vannet-under-bakken-markvann-og-grunnvann/grunnvann/>
- NVE. (2023b). *Sildre - Grimsmoen 2.235.0*.  
[https://sildre.nve.no/station/2.235.0?2.235.0.1001\\_period=fullPeriod&2.235.0.1001\\_res=1440&2.235.0.1001\\_to=2023-11-15&2.235.0.1001\\_from=1997-10-15&2.235.0.1001\\_decimals=3&2.235.0\\_tab=2](https://sildre.nve.no/station/2.235.0?2.235.0.1001_period=fullPeriod&2.235.0.1001_res=1440&2.235.0.1001_to=2023-11-15&2.235.0.1001_from=1997-10-15&2.235.0.1001_decimals=3&2.235.0_tab=2)
- NVE. (2023c). *Sildre - Rauma v/Stuguflåten*. NVE Sildre,  
[https://sildre.nve.no/station/103.3.0?103.3.0\\_tab=1](https://sildre.nve.no/station/103.3.0?103.3.0_tab=1)
- Robertsen, K. R. (1995). *GRUNNUNDERSØKELSER VED MOAN/BRATTBAKKEN I FOLLDAL KOMMUNE: Vurdering av infiltrasjonsmuligheter for avløpsvann fra Follidal sentrum og Krokhaug*.
- Robertsen, K. R. (2016). *Åbogen renseanlegg - Vurdering av tiltaksbehov*.
- Robertsen, K. R. & Haugen, M. *Utslippsøknad for Randsverk renseanlegg i Vågå kommune*. Asplan Viak AS.
- Robertsen, K. R., Heistad, A., Hensel, G., Mæhlum, T. & Eid, G. (2023). *NOTAT - Store infiltrasjonsanlegg som renseløsning*. Asplan Viak AS, NMBU, NIBIO, Norsk Vann.  
[https://norskvann.no/wp-content/uploads/Notat\\_sendt\\_Miljodirektoratet.pdf](https://norskvann.no/wp-content/uploads/Notat_sendt_Miljodirektoratet.pdf)
- Robertsen, K. R., Lønmo, N. & Robertsen, T. W. (2022). *Bjørli renseanlegg, Lesja kommune*. Asplan Viak.
- Robertson, W. D. (1995). Development of steady-state phosphate concentrations in septic system plumes. *Journal of Contaminant Hydrology* 19, 289-305.
- Ruther, D. (2022). *Øvelse i kornfordelingsanalyse*. I HVL (Red.).  
<https://storymaps.arcgis.com/stories/ea2b20e9dc0b422c926c3d40e03dc9c1>
- Siegrist, R. L., Tyler, E. J. & Jenssen, P. D. (2000). *Design and performance of onsite wastewater soil absorption systems*.
- Sivertsen, E. & Bomo, A.-M. (2016). Norske tall for vannforbruk med fokus på husholdningsforbruk. *Norsk Vann Rapport, B20*. <https://va-kompetanse.no/butikk/b-20-norske-tall-for-vannforbruk-med-fokus-pa-husholdningsforbruk/>
- Statens forurensningstilsyn. (2005). *Veileder om overvåkning av sigevann fra avfallsdeponier (TA-2077/2005)*.
- Statens forurensningstilsyn. (2008). *Veileder for prøvetaking og analyse av miljøgifter (TA-2378/2008)*.
- Statens forurensningstilsyn, Institutt for georessurs- og forurensningsforskning & Fredriksen, O. F. (1986). *Veiledning ved bygging og drift av større jordrenseanlegg (TA 611)*. SFT.
- Steinberg, M., Nordheim, C. F. & Lyngstad, T. M. (2020). *Rapportering av data for vannforsyningsystemer i Norge for 2020*. Folkehelseinstituttet. Folkehelseinstituttet.
- U.S.EPA. (2006). Land Treatment of Municipal Wastewater Effluents. *EPA/625/R-06/016*.
- Ødegaard, H. (2014a). Avløpsvannets mengde og sammensetning. I *Vann- og avløpsteknikk* (2. utg.). Norsk Vann.
- Ødegaard, H. (2014b). Behandling av forsyningsvann. I *Vann- og avløpsteknikk* (2. utg.). Norsk Vann.



Statsforvalteren i Oslo og Viken

Vår dato:

03.02.2023

Vår ref:

2023/4081

Deres dato:

Deres ref:

Rollag kommune  
Vrågåvegen 10  
3626 ROLLAG

Saksbehandler, innvalgstelefon

Mabel Katrine Trovum, 22003589

## Utfasing av infiltrasjonsbasseng som renseløsning for kommunalt avløpsvann fra større tettbebyggelser

---

Statsforvalteren sender dette Informasjonsbrevet til kommunene i Oslo og Viken. Brevet inneholder viktige føringer fra Miljødirektoratet vedrørende infiltrasjonsbasseng som renseløsning for kommunalt avløpsvann fra større tettbebyggelser.

Miljødirektoratet har kommet frem til at slike infiltrasjonsløsninger skal fases ut, da de ikke vil klare å overholde kravene som gjelder for rensing av kommunalt avløpsvann fra større tettbebyggelser fastsatt i forurensningsforskriften kapittel 14.

Utfasingen vil skje trinnvis etter hvert som Statsforvalteren har hjemmel til å kreve omgjøring av en tillatelse, eller får en ny søknad om tillatelse til behandling iht. § 14-4.

---

Dette brevet sendes til alle kommunene i Oslo og Viken, da Statsforvalteren ikke har oversikt over hvilke kommuner som har renselanlegg basert på infiltrasjon med utslipp over 50 pe, innenfor større tettbebyggelser regulert etter kapittel 14 i forurensningsforskriften.

Dersom kommunen ikke har slike utslipp, kan det derfor sees bort ifra dette brevet.

### Bakgrunn

I forbindelse med arbeidet med kartlegging av tettbebyggelsene i kommunene, har Statsforvalteren i Oslo og Viken fått flere søknader om unntak fra kravene til prøvetaking i forurensningsforskriften § 14-11. Disse kommer i hovedsak fra anleggseiere med avløpsanlegg med ulike infiltrasjonsløsninger, der det å måtte bruke automatisk, mengdeproporsjonalt prøvetakingssystem i tråd med § 14-11, ikke ansees som hensiktsmessig fra anleggseierens side.

På bakgrunn av dette sendte Statsforvalteren i Oslo og Viken et brev til Miljødirektoratet for avklaringer tilknyttet vår adgang til å gi unntak fra kravene til prøvetaking i § 14-11.

---

E-postadresse:  
[ofvpost@statsforvalteren.no](mailto:ofvpost@statsforvalteren.no)  
Sikker melding:  
[www.statsforvalteren.no/melding](https://www.statsforvalteren.no/melding)

Postadresse:  
Pb 325  
1502 Moss

Besøksadresse:  
Moss: Vogts gate 17  
Drammen: Dr. Hansteinsgate 9  
Oslo: Stensberggata 27

Telefon: 69 24 70 00  
[www.statsforvalteren.no/ov](https://www.statsforvalteren.no/ov)  
Org.nr. 974 761 319



Miljødirektoratet har gitt oss svar i brev av 19.01.2023, samt gitt føringer for bruk av infiltrasjonsbasseng som renseløsning for kommunalt avløpsvann fra større tettbebyggelser. Disse føringene har betydning for avløpsanlegg med utslipp over 50 pe, som ligger i større tettbebyggelser, og som har rensing med infiltrasjonsbasseng. Større tettbebyggelser er tettbebyggelser med samlet utslipp over 2000 pe til ferskvann, eller 10 000 pe til sjø. Statsforvalteren er forurensningsmyndighet for utslipp fra disse tettbebyggelsene, jf. forurensningsforskriften § 14-3. Vi har derfor valgt å sende et informasjonsbrev til kommunene våre der vi informerer om føringene fra Miljødirektoratet på dette området.

### **Infiltrasjonsanlegg vil ikke klare å overholde krav i forurensningsforskriften kapittel 14 og skal derfor fases ut trinnvis**

Miljødirektoratet skriver i sitt brev til oss at infiltrasjonsanlegg er en type avløpsanlegg hvor det aldri vil være mulig å ta prøver av avløpsvannet i tråd med § 14-11. Dette strider også med § 14-10 som krever at renseanlegget skal dimensjoneres, bygges, drives og vedlikeholdes slik at det har tilstrekkelig yteevne under alle normale klimatiske forhold, og at renseanlegget skal utformes slik at det kan tas representative prøver av det tilførte avløpsvannet og av det rensede avløpsvannet. I tillegg skal det være mulig å foreta målinger av mengde avløpsvann.

Infiltrasjonsanlegg blir dermed en type renseanlegg som ikke kan benyttes innenfor de rammer som er gitt i forurensningsforskriften kapittel 14 for følsomt område. Dette fordi denne løsningen ikke bare mangler mulighet for å prøveta et enkelt utløpspunkt på konsentrert rensed avløpsvann, men også fordi den gir uakseptabel stor usikkerhet om hvilken behandling avløpsvannet faktisk gjennomgår under varierende klimatiske forhold. Etter infiltrasjon vil det være svært vanskelig å prøveta annet enn grunnvann påvirket av avløpsvann i større eller mindre grad. Ettersom både avløpsvannets kvalitet ved infiltrasjon samt hydrogeologiske forhold vil påvirke den målte grunnvannskvaliteten, vil dette gi et bilde av oppnådd renseeffekt med alt for stor usikkerhet sammenliknet med andre typer renseanlegg.

For å ha en komplett behandlingsløsning for kommunalt avløpsvann innenfor følsomt område og kapittel 14 i forurensningsforskriften, må løsningen både innebære fjerning av partikler og vannløselige stoffer. For rensing av vannløselige stoffer, er oppholdstid og kontakt med luft kritisk. Ved bruk av infiltrasjonsbasseng som renseløsning, er det vanskelig å oppnå lang nok oppholdstid i selve bassenget for så store utslipp som omfattes av kapittel 14, da bunnen i et infiltrasjonsbasseng nettopp består av materiale med høy hydraulisk ledningsevne. Det som teoretisk skjer i løsmassene er en utfelling og tilbakeholdelse av det partikulære innholdet i avløpsvannet gjennom adsorpsjon og absorpsjon. På den måten kan et infiltrasjonsbasseng kun fungere som et filter, mens de vannløselige stoffene i avløpsvannet i liten grad fjernes, men tilføres grunnvannet. I grunnvannet kan det ikke forventes noen omsetning av disse stoffene, kun en fortykning. I tillegg vil avløpsvannet som når grunnvannet ha fått en relativt større andel løst fosfat og nitrat enn opprinnelig innhold, og dermed blitt mer "potent" for å kunne påvirke vannkvaliteten i grunnvannet negativt og overflatevann nedstrøms.

Det er også tvilsomt om et infiltrasjonsanlegg vil ha tilstrekkelig yteevne under alle klimatiske forhold, jf. § 14-10. I frostperioder vil infiltrasjonsbassenget dekkes med et islag, noe som igjen vil begrense lufttilgangen. Miljødirektoratet anser dermed ikke bruk av infiltrasjonsbasseng som en egnet renseløsning for å oppnå sekundærrensing med fosforfjerning i henhold til kravene i kapittel 14 i forurensningsforskriften.



På bakgrunn av de ovennevnte vurderingene, konkluderer Miljødirektoratet med at det er rimelig at bruken av infiltrasjonsbasseng som renseløsning fases ut, 16 år etter at kravene i forurensningsforskriften kapittel 14 ble gjort gjeldende.

Miljødirektoratet forventer at dette vil skje trinnvis etter hvert som Statsforvalterne har juridisk grunnlag for å kreve omgjøring av en tillatelse, eller får en ny søknad om tillatelse til behandling iht. § 14-4.

**Eventuelle søknader om unntak fra krav til prøvetaking i § 14-11 skal behandles av Miljødirektoratet**

Ettersom kravene til prøvetaking er fastsatt i forurensningsforskriften, er det bare Miljødirektoratet som kan gi unntak fra kravene. Muligheten til å innvilge unntak begrenses i praksis av at kravene er en implementering av et minimumsdirektiv fra EU.

Hensikten med prøvetakingen er å dokumentere hvordan renskravene overholdes gjennom valgt renseløsning, mens unntaksbestemmelsen i forurensningsforskriften § 14-6, 4. ledd kun skal brukes av Statsforvalteren til å gjøre midlertidige unntak fra renskravene i en kort periode hvor et avløpsanlegg er under ombygging.

Dette betyr at eventuelle søknader om unntak fra kravene i § 14-11 om prøvetaking, må sendes til Miljødirektoratet for vurdering.

Med hilsen

Hilde Sundt Skålevåg  
seksjonssjef  
Klima- og miljøvernavdelingen

Mabel Katrine Trovum  
rådgiver

*Dokumentet er elektronisk godkjent*

Mottakerliste:

Aremark kommune	Rådhuset	1798	AREMARK
Drammen kommune	Postboks 7500	3008	DRAMMEN
Kongsberg kommune	Postboks 115	3602	KONGSBERG
Gol kommune	Gamlevegen 4	3550	GOL
Sigdal kommune	Borgestubakken 2	3350	PRESTFOSS
Krødsherad kommune		3536	NORESUND
Lørenskog kommune	Postboks 304	1471	LØRENSKOG
Nannestad kommune	Postboks 3	2031	NANNESTAD
Ås kommune	Postboks 195	1431	ÅS
Hurdal kommune	Minneåsvegen 3	2090	HURDAL
Moss kommune	Postboks 175	1501	MOSS
Hvaler kommune	Storveien 32	1680	SKJÆRHILDEN
Modum kommune	Postboks 38	3371	VIKERSUND



Eidsvoll kommune	Postboks 90	2081	EIDSVOLL
Gjerdrum kommune	Postboks 10	2024	GJERDRUM
Lillestrøm kommune	Postboks 313	2001	LILLESTRØM
Marker kommune	Postboks 114	1871	ØRJE
Ringerike kommune	Postboks 123 Sentrum	3502	HØNEFOSS
Hol kommune	Ålmannsvegen 8	3576	HOL
Flesberg kommune	Lampelandhagan 7	3623	LAMPELAND
Nore og Uvdal kommune	Sentrum 16	3630	RØDBERG
Nordre Follo kommune	Postboks 3010	1402	SKI
Lier kommune	Postboks 205	3401	LIER
Rollag kommune	Vrågåvegen 10	3626	ROLLAG
Aurskog-Høland kommune	Rådhusveien 3	1940	BJØRKELANGEN
Våler kommune	Herrredshuset, Kjosveien 1	1592	VÅLER I VIKEN
Asker kommune	Katrineåsveien 20	3440	RØYKEN
Fredrikstad kommune	Postboks 1405	1602	FREDRIKSTAD
Flå kommune	Sentrumsvegen 24	3539	FLÅ
Hemsedal kommune	Hemsedalsvegen 2889	3560	HEMSEDAL
Enebakk kommune	Prestegårdsveien 4	1912	ENEBAKK
Nes kommune	Postboks 114	2151	ÅRNES
Nittedal kommune	Postboks 63	1483	HAGAN
Ullensaker kommune	Postboks 470	2051	JESSHEIM
Oslo kommune	Rådhuset	0037	OSLO
Indre Østfold kommune	Postboks 34	1861	TRØGSTAD
Ål kommune	Tingstugu, Torget	3570	ÅL
Øvre Eiker kommune	Postboks 76	3301	HOKKSUND
Jevnaker kommune	Kirkegata 6	3520	JEVNAKER
Lunner kommune	Sandsvegen 1	2740	ROA
Nesbyen kommune	Alfarvegen 117	3540	NESBYEN
Rakkestad kommune	Postboks 264	1891	RAKKESTAD
Skiptvet kommune	Postboks 115	1806	SKIPTVET
Hole kommune	Viksveien 30	3530	RØYSE
Vestby kommune	Postboks 144	1541	VESTBY
Rælingen kommune	Postboks 100	2025	FJERDINGBY
Sarpsborg kommune	Postboks 237	1702	SARPSBORG
Råde kommune	Skråtorpveien 2A	1640	RÅDE
Halden kommune	Postboks 150	1751	HALDEN
Bærum kommune	Postboks 700	1304	SANDVIKA
Frogn kommune	Postboks 10	1441	DRØBAK
Nesodden kommune	Postboks 123	1451	NESODDTANGEN

# Rapport 1 Kontrollprøver 2023

Rapport laget: 28.08.2023 08:25:54

Anlegg: 0512AL59 Bjorli renseanlegg

Rensemetode: --

Fmaks NS9426:

## Resultat av kontrollprøver:

Dato	Vannføring i prøveperioden m <sup>3</sup> /dogn	Vannføring Overløp m <sup>3</sup> /dogn	Værtype	Konsentrasjon mg/l															
				Tot P				BOF5				KOF				Tot N			
				Innløp	Utløp	Renseeffekt, uten overløp %	Krav overholdt	Innløp	Utløp	Renseeffekt, uten overløp %	Krav overholdt	Innløp	Utløp	Renseeffekt, uten overløp %	Krav overholdt	Innløp	Utløp	Renseeffekt, uten overløp %	Krav overholdt
17.01.2023	57		Tørrvær	5.900	0.890	84.9		270.0	82.0	69.6	Nei	490				45.0	63.0	-40.0	
21.02.2023	287		Tørrvær	11.000	2.700	75.5		490.0	100.0	79.6	Ja	1.000	160	84.0		90.0	60.0	33.3	
22.02.2023	309		Tørrvær	12.000	1.900	84.2		370.0	100.0	73.0	Ja	900	170	81.1		93.0	61.0	34.4	
23.02.2023	382		Tørrvær	13.000	2.100	83.8		450.0	99.0	78.0	Ja	940	160	83.0		110.0	65.0	40.9	
24.02.2023	469		Tørrvær	13.000	1.200	90.8		430.0	75.0	82.6	Ja	1.200	130	89.2		110.0	66.0	40.0	
25.02.2023	528		Tørrvær	12.000	1.100	90.8		440.0	68.0	84.5	Ja	940	120	87.2		100.0	65.0	35.0	
26.02.2023	336			13.000	1.100	91.5		410.0	66.0	83.9	Ja	1.000	120	88.0		100.0	58.0	42.0	
27.02.2023	129		Tørrvær	5.600	1.800	67.9		150.0	120.0	20.0	Nei	320	200	37.5		43.0	68.0	-58.1	
14.03.2023	118		Tørrvær	5.900	2.100	64.4		260.0	70.0	73.1	Ja	410	130	68.3		45.0	76.0	-68.9	
31.03.2023	241		Tørrvær	5.700	1.100	80.7		150.0	44.0	70.7	Ja	380	88	76.8		58.0	55.0	5.2	
01.04.2023	442		Tørrvær	11.000	1.500	86.4		370.0	52.0	85.9	Ja	960	98	89.8		100.0	62.0	38.0	
02.04.2023	430		Tørrvær	11.000	0.980	91.1		380.0	31.0	91.8	Ja	870	73	91.6		110.0	51.0	53.6	
04.04.2023	497		Tørrvær	9.900	1.000	89.9		270.0	39.0	85.6	Ja	700	90	87.1		100.0	49.0	51.0	
05.04.2023	545		Tørrvær	11.000	0.900	91.8		350.0	43.0	87.7	Ja	850	95	88.8		100.0	49.0	51.0	
06.04.2023	625		Tørrvær	11.000	0.880	92.0		390.0	50.0	87.2	Ja	930	93	90.0		110.0	51.0	53.6	
07.04.2023	780		Tørrvær	13.000	0.830	93.6		470.0	54.0	88.5	Ja	1.100	110	90.0		130.0	55.0	57.7	
08.04.2023	772		Tørrvær	12.000	0.740	93.8		440.0	55.0	87.5	Ja	890	110	87.6		110.0	60.0	45.5	
09.04.2023	636		Tørrvær	12.000	0.930	92.3		370.0	54.0	85.4	Ja	750	130	82.7		120.0	65.0	45.8	
10.04.2023	320		Tørrvær	2.800	0.860	69.3		67.0	65.0	3.0	Nei	170	120	29.4		23.0	64.0	-178.3	
12.04.2023	176		Tørrvær	5.300	0.710	86.6		87.0	63.0	27.6	Nei	240	120	50.0		26.0	65.0	-150.0	
13.04.2023	233		Tørrvær	1.200	0.880	26.7		31.0	75.0	-141.9	Nei	93	130	-39.8		11.0	68.0	-518.2	
14.04.2023	415		Snøsmelting	0.630	0.770	-22.2		23.0	68.0	-195.7	Nei	85	120	-41.2		6.7	71.0	-959.7	
15.04.2023	610		Snøsmelting	0.860	0.810	5.8		22.0	72.0	-227.3	Nei	80	110	-37.5		8.7	72.0	-727.6	
<b>Middel / Renseeffekt fra middelverdier</b>				<b>7.811</b>	<b>1.065</b>	<b>86.4</b>	<b>Nei</b>	<b>255.5</b>	<b>60.6</b>	<b>76.3</b>		<b>595</b>	<b>110</b>	<b>81.5</b>		<b>68.4</b>	<b>62.1</b>	<b>9.2</b>	
<b>Maks</b>				<b>13.000</b>	<b>2.700</b>	<b>99.3</b>		<b>490.0</b>	<b>120.0</b>	<b>98.8</b>		<b>1.200</b>	<b>200</b>	<b>97.9</b>		<b>130.0</b>	<b>76.0</b>	<b>57.7</b>	
<b>Min</b>				<b>0.630</b>	<b>0.061</b>	<b>-22.2</b>		<b>22.0</b>	<b>3.0</b>	<b>-227.3</b>		<b>65</b>	<b>11</b>	<b>-84.6</b>		<b>6.7</b>	<b>35.0</b>	<b>-959.7</b>	
<b>Krav (middel/maks)</b>					<b>0,4/</b>	<b>95</b>			<b>/25</b>	<b>70</b>									







Inlepp Dato	Inlepp vannføring	Inlepp BDF	Inlepp KOF	Inlepp NH4	Inlepp Tot P	Inlepp Tot N	Inlepp Klorid	Inlepp pH	Brenn 1 Dato	Brenn 1 BOF	Brenn 1 KOF	Brenn 1 NH4	Brenn 1 Tot P	Brenn 1 Tot N	Brenn 1 Klorid	Brenn 1 pH	Brenn 2 Dato	Brenn 2 BOF	Brenn 2 KOF	Brenn 2 NH4	Brenn 2 Tot P	Brenn 2 Tot N	Brenn 2 Klorid	Brenn 2 pH
APRIL	307	48			0.72	5.7	12.4				3		0.0088	1.3	10.2						0.0074	33	52	
MAI	620	14			0.74	5.1	25.9				3		0.025	3.7	13.1						0.014	14	17	
JUNI	308	130			4.6	39	56.1				3		0.025	2.9	12.3						0.015	13	33	
JULI	282	210			7.7	65	44.9				3		0.017	0.52	2.41						0.014	23	38	
AUG.	183																							
SEPT.	173	230			10	57	1150				3		0.015	0.65	5.15									
OKT.	202	200			11	48	1650				3		0.019	1.9	15.7						0.005	23	86	
NOV.	143	180			5.7	38	137				3		0.003	5.2	34.3						0.0073	41	255	
DES	189	450			10	100	63				3		0.015	5.4	19.1						0.015	49	365	
JAN	249	98			3.9	30	35				3		0.24	29	46.2						0.019	29	164	
FEB.	336	340			11	86	615				3		0.007	6.1	47.6						0.012	50	185	
MARS	570	120			5.9	26	816				3		0.024	7.8	61.9						0.011	51	104	
APRIL	368	320			9.5	81	117				3		0.006	6.6	62.7						0.02	34	54	
MAI	383	27			0.3	3.7	65.5				3		0.009	10	30.5						0.015	53	64	
JUNI	263	190			8.1	63	39.5				3		0.021	6.4	24.6						0.011	29	38	
JULI	308	290			10	81	43.9				3		0.027	7.7	22.6						0.012	31	52	
AUG.	260	83			3.4	2	82.1				3		0.014	4.7	17.5						0.009	48	55	
SEPT.	242	78			3.9	23	1050				3		0.017	7.1	6.61						0.014	62	187	
OKT.	306	270			8.6	68	65.5				3		0.03	29	43.2						0.053	62	247	
NOV.	306	73			4.3	26	16.8				3		0.19	14	8.7						0.041	59	25	
DES	339	330			8.3	84	57.3				23		0.56	23	53.7						0.032	59	238	
JAN	399	100			4	30	341				89		0.13	50	54.7						0.11	57	191	
FEB.	347	290			12	110	39.2				3		0.013	2.5	5.6						0.0083	32	68	
MARS	295	99			4.9	41	61.4				3		0.007	1.3	3.63						0.01	26	47	
APRIL	566	320			11	100	64.5				3		0.011	41	108						0.039	22	58	
MAI	954	27			1.1	8.4	126				10		0.72	19	27.9						0.014	19	35	
JUNI	618	31			2.7	18	25.3				3		0.11	16	7.42						0.015	25	84	
JULI	418	72			5.2	47	35.3				3		0.3	15	34.3						0.0052	26	69	
AUG.	240	120			4.4	30	51.5				12		0.088	20	47.7						0.012	26	45	
SEPT.	206	130			3.9	23	788				22		0.12	44	129						0.0041	26	41	
OKT.	192	190			6.4	47	389				8		0.052	57	226						0.038	25	40	
NOV.	138	170			7.6	43	217				3		0.17	9.6	33.2						0.019	34	136	
DES	206	500			10	86	88				3		0.053	16	58.8						0.015	42	115	

År	m <sup>3</sup> /år	m <sup>3</sup> /d snitt	l/pe/d 150 pe	l/pe/d 250 pe	Ant. Pe 150 l/pe	Maks. mad m <sup>3</sup> /d	Maks. mad pe	Maks. uke m <sup>3</sup> /d	Maks. uke pe
2009	5 352	16.3	109	65	109	40	267	78.6	524
2010	6 534	17.9	119	72	119	34.8	232	52	350
2011	8 613	23.6	150	94	157	49	326	49	326
2012	8 435	23	153	94	154	67	447	45	300
2013	10 626	29	194	116	194	44	293	64	427
2014	4 345	12	79	48	79	17.5	117	32*	613*
2015	5 998	16	110	63	110	42.8	286	69.4	463
2016	8 618	23.5	157	94	157	53.7	358	85.9	573
2017	5 806	16	106	63	106	32.5	216	54	360
2018	5 854	16	106	64	106	30	200	44	293
2019	6678	18.3	123	73	123	35	233	44	293
2020	6 736	18.4	123	74	123	27.4	183	37.3	249
2021	6 208	17	113	68	113	28	187	45	300

År / Stoff	Tot P mg/l	BOF <sub>s</sub> mg/l	KOF mg/l	År / Stoff	Tot P	KOF	LOC	BOF <sub>s</sub>
2002	7.1	-	403	2001	>99 %	-	>95 %	-
2003	3.64	-	344	2002	>99 %	>95 %	-	-
2004	9.34	-	881	2003	98 %	>95 %	-	-
2005	6.98	-	625	2004	99 %	>95 %	-	-
2006	5.3	89	-	2005	96 %	>95 %	-	-
2007	6.8	-	-	2006	>99 %	-	-	>99 %
2008	6.36	74.1	-	2007	>99 %	-	>95	-
2009	7.62	163	-	2008	98 %	-	-	98 %
2010	6.24	125	334	2009	>99 %	-	-	>99 %
2011	5.6	100	204	2010	>99 %	-	-	>99 %
2012	4.7	77	305	2011	>99 %	-	-	>98 %
2013	4	88.5	-	2012	>99 %	-	-	>97 %
2014	7.1	148	-	2013	>99 %	-	-	>97 %
2015	7.9	180	-	2014	>99 %	-	-	>98 %
2016	9	200	-	2015	>99 %	-	-	>98 %
2017	8.2	226	500	2016	>99 %	-	-	>98 %
2018	8.3	137	364	2017	>99%	-	-	>98%
2019	5.9	122	236.2	2018	>99%	-	-	>98%
2020	6.4	127	306.6	2019	>99%			>98%
2021	8.8	191	571.7	2020	>99%			>97%
				2021	>99%			>98%

DATO	B1	B1	B1	B2	B2	B2	Brens	Brens	Brens	Brens	Insløp	Insløp	Insløp	Insløp	SS	SS 2	BOF inn	BOFut
	TOT.P	KOF	ci	TOT.P	KOF	ci	TOT.P	TOT.P	KOF	CI	TOT.P	KOF	CI	SS				
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
11.08.1999	0.133	40	12.5	0.318	723	9.33	0.003	3		4.31	9.2			85	18			
15.12.1999	0.18	52		0.055	182		0.014	14	54	22.6	7.5	493	46.1	75	65			
23.08.2000	1.62	89	37.5	0.042	67	38.9	0.022	22	24	17.8	4.61	256	37.6	51	40			
13.12.2000	2.29	91	10.7	0.05	255	3.64	0.021	21	115	11.5	0.9	10	7.9	8	6			
18.04.2001	2.4	130		0.042	22		0.005	5	35	23.7	5.08	282	33.1	57	38			
29.08.2001	5.14	63		0.021	17		0.026	26	10	22	3.24	438	72	100	50			
10.12.2001	6.11	127		0.091	40		0.013	13	116	26.5	8.37	572	49.9	88	66			
20.08.2002	1.04	86	44.6	0.028	30	23.2	0.01	10	30	30.8	10.4	458	53.4	106	60			
11.12.2002	6.15	76	53.4	0.057	35	48.7	0.012	12	31	33.5	9.4	466	73	131	161			
13.05.2003	5.77	47	20.6	0.057	30	31.4	0.136	136	30	36.2	3.17	144	22.8	37	34			
11.08.2003	5.76	87	58.9	0.037	30	52.6	0.024	24	30	25	9.68	499	70.1	58	40			
09.12.2003	3.73	74	40.3	0.026	30	38.7	0.008	8	30	42.3	9.11	526	63.2	118	52			
11.05.2004	7.98	72	44	0.037	30	33.9	0.002	2	30	54.6	8.81	515	56.7	100	56			
14.09.2004	8.08	75	53.7	0.036	30	40.8	0.006	6	30	38.6	8.57	433	65.2	72	58			
07.12.2004							0.014	14	30	28.4	7.71	383	54.6	100	51			
24.08.2005	0.77	38		0.018	30		0.063	63	30	35.1	8.69	470	43.4	88	48			
29.12.2005	0.63	30		0.022	33		0.051	51	30	27.2	8.82	494	70.8	86	97			
19.04.2006	0.73	45		0.035	45		0.006	6	30	42.9	5.78	336	39.6	88	90			
23.08.2006	1.1	30		0.035	34		0.009	9	30	23.3	8.73	476	23.3	110	91			
19.04.2007	0.719	32		0.034	30		0.005	5	30	32.3	8.07	338	49.1	100	66			
17.08.2007	0.909	44		0.039	46		0.006	6	30	30.2	6.58	313	37.2	140	52			
03.12.2007	0.72	55		0.048	43		0.007	7	30	35.9	5.37	266	30.3	58	46			
10.04.2008	0.45	38		0.029	37		0.008	8	30	28	8.09	434	39.8	92	68			
28.08.2008	0.63	38		0.037	39		0.008	8	30	21.6	4.22	195	24.6	66	44			
19.11.2008	0.4	40		0.035	39		0.008	8	30	22	6.52	341	36	88	39			
22.04.2009	0.588	42		0.031	32		0.008	8	1.3	19.1	2.09	86	14.1	33	28			
26.08.2009	0.62	30		0.025	32		0.01	10	1.5	17.5	4.97	177	28.9	40	18			
19.11.2009	0.55	32		0.023	31		0.04	40	2.3	20.9	7.02	426	52.2	74	34			
14.04.2010	0.289	30		0.026	31		0.011	11	1.9	26.1	2.52	102	16.3	32	14			
02.08.2010	0.501	29		0.024	35		0.008	8	1.7	16.9	6.83	327	39.1	80	40			
23.11.2010	0.547	37		0.026	44		0.018	18	2.5	17.2	8.47	406	45.1	82	34			
13.04.2011	0.58	4.3		0.03	3		0.009	9	1.7	19.4	1.57	85	27	21	23			
15.08.2011	0.6	39		0.035	30		0.01	10	1.3	24	8.08	384	42	110	22			
05.12.2011	0.63	40		0.022	40		0.01	10	1.6	17	7.47	425	45	98	48			
11.04.2012	0.47	30	43	0.025	32	40	0.013	13	30	30	9.62	528	53	130	48			
14.08.2012	0.58	30	43	0.033	33	44	0.027	27	30	28	7.67	374	44	74	26			
05.12.2012	0.78	30		0.039	32		0.011	11	30	18	6.24	250	45	33	92			
08.05.2013	1.31	5	28.5	0.01	8	37.8	0.01	10	5	24.9	10.2	404	57.9	96.9				
06.11.2013							0.01	10	11	32.5	4.61	175		62.5				
04.12.2013							0.01	10	7	29.9	7.16	230	35.2	48.5				
08.04.2014							0.014	14			6.62		23.8	41.5				
01.07.2014	1.58		28.8	0.6		30.6												
13.08.2014	1.02		24.6	0.49		24.6	0.083	83			8.25		44.9	85				
02.12.2014	0.829		15	0.506		15.5					9.92		34.7	151				
07.04.2015	3.25	27	43	0.335	18	3	0.05	50	15	15	10.7	528	70	140				
07.09.2015	1.67	28	52	0.294	15	2.5	0.05	50	15	15	9.27	486	45	120				
15.12.2015	0.37	15	49	0.37	15	48	0.05	50	15	12	9.4	513	57	170				
17.01.2018							0.05		29	18	8.83	432	66	100		197	2	
24.04.2018							0.05		15	27	14.9	68	11	20		23	2	
08.05.2018							0.05		15	28	12.5	319	21	130		60	2	
17.07.2018							0.05		15	5.7	14.7	671	60	190		316	2	
12.02.2019							0.05		15	24	8.62	451	65	78		254	2	
12.03.2019							0.05		19	2.1	8.81	423	56	65		199	2	
27.08.2019							0.05		15	16	9.95	534	55	72		225	2	
19.11.2019							0.05		15	18	8.78	453	47	74		198	2	
14.01.2020							0.051		15	16	6.08	424	33	110		189	2	
10.03.2020							0.05		15	6.9	5.13	308	32	78		111	2	
19.07.2022							0.05			20	3.27		22	85		75	2	
08.11.2022							0.05			16	3.78		21	78		101	2	
11.10.2022							0.05			1.3	9.27		57	23		183	2	
04.07.2023							0.05		15	13	8.68	382	43	86		179	2	
18.07.2023							0.05			14	7.89		46	97		121	2	

## Vedlegg

## Datagrunnlag Folldal

	Vannføring	Pinn	Put	BOFinn	BOFut	KOFinn	KOFut
feb.18	159	9.46	0.05	156	3	531	32
mar.18							
apr.18	483	3.59	0.05	79	2	278	19
mai.18							
jun.18	200	7.04	0.096	191	3	424	18
jul.18	180	10	0.05	121	20	460	55
aug.18							
sep.18							
okt.18	200	5.51	0.05	220	3	392	28
nov.18							
des.18	176	9.16	0.05	253	4	520	39
jan.19							
feb.19	186	9.76	0.05	236	5	487	27
mar.19	159	10.4	0.05	226	72	530	108
apr.19							
mai.19	272	4.36	0.05	119	5	239	30
jun.19							
jul.19							
aug.19							
sep.19	174	7.22	0.05	223	5	481	35
okt.19							
nov.19	197	7.84	0.05	122	73	428	178
des.19	192	7.52	0.05	207	48	422	128
jan.20							
feb.20							
mar.20							
apr.20	403	1.3	0.05	222	8	469	42
mai.20	250	3.84	0.05	202	4	430	28
jun.20	288	3.26	0.05	87	6	234	36
jul.20	260	4.37	0.05	169	16	413	79
aug.20							
sep.20							
okt.20	214	5	0.05	177	4	353	40
nov.20							
des.20	216	6.26	0.05	180	3	431	29
jan.21							
feb.21	187	8.56	0.118	222	8	469	42
mar.21							
apr.21	232	7.67	0.05	202	4	430	28
mai.21							
jun.21	313	3.64	0.05	87	6	234	36
jul.21							
aug.21	234	8.03	0.05	169	16	413	79
sep.21							
okt.21	247	6.12	0.05	177	4	353	40
nov.21							
des.21	197	8.03	0.05	180	3	431	29
jan.22							
feb.22	195	9.08	0.05	222	8	416	76
mar.22							
apr.22							
mai.22	272	5.83	0.05	142	4	320	65
jun.22							
jul.22							
aug.22	243	5.15	0.05	121	2	296	29
sep.22	195	7.51	0.05	181	2	372	28
okt.22	242	4.86	0.05	129	2	288	29
nov.22							
des.22	182	6.96	0.05	188	3	398	28



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet  
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet  
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway