



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

Masteroppgave 2017 30 stp  
Fakultet for realfag og teknologi

## Åpen infiltrasjon

### **Driftserfaringer og optimalisering av store jordbaserte renseanlegg for kommunalt avløpsvann (250-6000 PE)**

Open infiltration

Operations experience and optimization of large soil  
aquifer treatment systems for municipal waste water  
(250-6000 PE)

Inga McCarley Potter  
Vann- og miljøteknikk



## Forord

Denne oppgaven er skrevet høsten 2017, med befaringer og intervjuer foretatt høsten 2016. Hovedveilederne har vært Arve Heistad (NMBU) og Knut Robert Robertsen (Asplan Viak).

Denne oppgaven kunne ikke blitt utført uten bistand, hjelp og informasjon fra driftsoperatører og ansvarlige ved de deltagende kommunene. Takk til Svein Arve Hovde og Ole Håkon Flatøy ved Folldal kommune, Rigmor Huse og Ole Løkken ved Åmot kommune, Erik Erlandsen og Ruth Marie Nymark ved Stor-Elvdal kommune, Johan Lyftingsmo ved Lesja kommune og Hallvard Urset og Steinar Hagen ved Tolga Kommune.

Takk til min veileder Arve Heistad for gode tilbakemeldinger og givende diskusjoner. Takk til veileder og kollega Knut Robert Robertsen som foreslo et givende og interessant oppgavetema, var godt selskap på befarings og som alltid har svart på de mange spørsmålene som har dukket opp underveis.

Takk til min kone Kajsa som har matet meg, og vært umåtelig tålmodig og god i noe som viste seg å bli en uforutsigbar innspurt. Takk til Swan yay (Mina, Mathias og Tora) for sårt nødvendige avbrekk.

Inga McCarley Potter

01.12.2017

## Sammendrag

Målet for denne oppgaven er å vurdere etablering, drift og funksjon av åpne infiltrasjonsanlegg for rensing av avløpsvann i Hedmark og Oppland. I tillegg vurderes hvilke tiltak som kan optimalisere slike anlegg ved nedsatt funksjon.

Grunnlaget for disse vurderingene består av relevant fagstoff, regelverk og rensekraft, rapporter og prøvedata samt driftserfaring, intervju og befaring med driftsoperatører for de aktuelle anleggene. Oppgaven omfatter åtte anlegg i fem kommuner, med en varierende størrelse på 250-6000 PE. Anleggene har vært i drift mellom 14-24 år. Intervjuer og befaring av anlegg i Gudbrandsdalen og Østerdalen ble utført i november 2016.

Gjennom et litteraturstudie av infiltrasjonsteknologi i Norge, Sverige og USA, danner oppgaven et grunnlag for å vurdere åpne jordbaserte renselanlegg, samt anbefale tiltak for forbedring. Det meste av tilgjengelig litteratur om infiltrasjon er rettet mot mindre, lukkede anlegg. Det har i midlertid vært mulig å kombinere teori, dimensjoneringsveiledere og erfaringer fra andre anlegg til en komplett gjennomgang av kriterier for etablering, drift og vedlikehold av åpne anlegg. Dette omfatter blant annet en gjennomgang av hvor og hvordan slike anlegg kan etableres, særlig med hensyn til geologiske forhold og vurdering av infiltrasjonskapasitet, og hva man kan forvente i forhold til hydraulisk funksjon og renseeffekt.

Litteraturgjennomgangen tilsier at åpne anlegg skal være svært stabile i drift, og gir høy renseeffekt. En særlig fordel med åpne anlegg er at infiltrasjonsflaten kan bearbeides, noe som gir økt levetid. I motsetning til et lukket anlegg, som gradvis vil gå tett, kan slam på filterflaten enkelt skrapes vekk og infiltrasjonskapasitet reetableres. Dette gir åpne anlegg ubegrenset levetid i forhold til hydraulisk funksjon. Levetiden er imidlertid begrenset av forventet renseeffekt for fosfor som vil avta over tid. Dette skjer på grunn av gradvis metning av fosfor i de stedlige massene under anlegget. Bindingskapasitet, og dermed levetid, er avhengig av grunnforhold som løsmassenes tykkelse, jordsammensetning (fysisk og kjemisk) og avløpssammensetning.

Prosessene som inngår i rensing av avløp via infiltrasjon skjer i både i umettet (over grunnvann) og mettet sone. Etersom infiltrasjon ikke har et utslipp på lik linje med konvensjonelle anlegg oppstår det en uklarhet om hvor renseeffekten skal måles i fra (plassering av resipient/prøvetakning av utslipp), og dermed hvor og hvilke prosesser som får bidra til målt renseeffekt. For anleggene som er fulgt opp i Gudbrandsdalen og Østerdalen er det gjort en vurdering av regelverk og utslippstillatelser. I sammenheng med prøverutiner ser vi at kravene som stilles for prøvetakning ved anlegg over 2000 PE er vanskelig å imøtekomme. I tillegg oppleves det at regelverket (forurensingsforskriften) og utslippstillatelser gir utfordringer på grunn av mangel på konkret omtale av betegnelser som resipient og utslipp i sammenheng med infiltrasjon.

Prøveresultatene fra anleggene viser stabil og svært god effekt for fjerning av organiske materiale og fosfor med noen avvik. Fra den tilgjengelige informasjonen er det ingen tydelig indikasjon på at massene under anleggene viser tegn til metning av fosfor. Reduksjon i renseeffekt er knyttet til avvik i driftsrutiner, og variasjon i avløpssammensetning. Det er observert noen mangler ved drifting av anleggene, spesielt med tanke på rutiner rundt prøvetakning og vekslings/belastning av basseng.

Nedsatt renseevne kan knyttes til organisk overbelastning og forhold som reduserer organisk nedbrytning eller påvirker kjemiske reaksjoner i løsmassene. Reduksjon i renseeffekt kan kobles til ionefattig fremmedvann som resulterer i utlekking av fosfor til grunnvannet, anaerobe forhold som påvirker både redokspotensiale og organisk nedbrytning, overbelastning med organisk materiale og annet avløpsinnhold som reduserer organisk nedbrytning og/eller gir utvasking av fosfor.

De fleste anleggene holder god hydraulisk funksjon og har god evne til å ta imot normal belastning. I tillegg utjevnes toppbelastninger knyttet til sesongvariasjoner uten fare for overløp. Imidlertid oppstår det tilfeller der noen av anleggene fremstår som underdimensjonert. Dette skyldes utfordringer tilknyttet tilslamming av filterflaten, enten ved feilvurdering av infiltrasjonskapasiteten (underdimensjonert filterflate) eller ved feil/manglende forbehandling. Ved omfattende igjenslamming/tetting har etablering av bedre forbehandling hatt gode resultater. Det er observert at valg og drift av forbehandling er mer avgjørende for anleggets funksjon enn forventet.

Optimaliseringsforslag er fokusert hovedsakelig på generell forbedring av renseeffekt og hydraulisk funksjon ettersom en vurdering av dataserier ikke ga noen tydelig indikasjon på begrenset bindingsevne for fosfor. Det er fokusert på enkle tiltak som ikke krever omfattende kostnader eller arbeid.

Det er observert at større anlegg (over 2000 PE) ikke er omtalt i gjeldene regelverk og retningslinjer (Forurensingsforskriften kapittel 14). Et sentralt tiltak for bedre drift av slike anlegg ville vært et regelverk som gir tydeligere retningslinjer for overvåkning og resipientvurdering konkret tilknyttet særforholdene til infiltrasjon.

Store åpne anlegg for kommunalt avløp er lite utbredt i Norge. Denne oppgaven konkluderer i midlertid at dette er en svært gunstig rensemetode selv for større anlegg (over 2000 PE) som burde anvendes der forholdene tillater. Prøvedata og tilbakemeldinger fra driftsoperatører tilsier at anleggene gir svært høy og stabil renseeffekt med lave etablering- og driftskostnader.

## Abstract

This thesis gives an assessment of large soil aquifer treatment (SAT) systems for municipal waste, in Hedmark and Oppland. The focus has been the establishment, start-up and operation of these systems as well as an assessment of optimization and measures to increase the effect and lifetime of the plants.

The assessment is done on the basis of an extensive literary study. This encompasses the theoretical function of land treatment and relevant regulations and requirements for wastewater treatment in Norway. The information gained in the literary study is then used to access the case study of 8 facilities in 5 municipalities with a varying size of 250-6000 PE. The case study includes review of reports, test data, operational experience and inspection with operators of the relevant facilities. The plants have been in operation between 14-24 years. Interview and inspection of facilities in Gudbrandsdalen and Østerdalen was conducted in November 2016.

Relevant research about land treatment is taken from literature pertaining to systems in Norway, Sweden and the United States. This thesis provides a basis for assessments related to the establishment and operation of such facilities. Most of the available literature on infiltration is about smaller subsurface systems. However, it has been possible to combine theory, dimensioning criteria and the experiences pertaining to open land treatment in order to summarize a complete review of criteria for establishing, operating and maintaining such open facilities. The primary focus of establishing and operation land treatment is the soils capacity to absorb effluent (permeability) and what operating conditions result in a reduction of this capacity. Research shows that systems placed on appropriate soil have highly stable operation, with few instances of mechanical failure (basin overflow). Since open basins allow access to the filter surface, reduced infiltration capacity can be reinstated by removing residual sludge and microbial growth. This process of scraping the surface of the basin can be done during cycling of multiple basins and is neither, time consuming or costly. The speed of capacity reduction correlates with the extent of pre-treatment. Therefore design and operation parameters should be decided in combination with the soil capacity as well as the extent of pre-treatment. Even in case of exceeded design capacity, the plants can withstand significant variations in loading without the occurrence of overflow. Treatment performance has proven to be more vulnerable than mechanical function. Variation in effluent concentration correlates with reduced performance, similar to conventional treatment plants. Significant variations often during increased loading or during emissions from industry that may contain unusual characteristics. Other challenges identified in this thesis that pertains particularly to land treatment is soil saturation of phosphates. This means that the soil directly under the basin has a limited ability to absorb phosphorus and thus the lifespan for effective phosphorus removal is finite.

In evaluating regulations and effluent permits in connection with sampling routines, we see that requirements for sampling at plants above 2000 PE are difficult to accommodate. In addition, it has been observed, that pollution regulation and effluent permits give rise to confusion due to the lack of specific mention of the terms recipient and effluent discharge in relation to land treatment. In addition, treatment requirements set by the authorities do not accurately reflect the risk connected to land treatment. I is therefore proposed that SAT-systems are specifically mentioned in regulations in order to standardize practices connected to these systems.

The results from SAT show stable removal of organic matter and phosphorus. Poor performance can be coupled to loading with wastewater with low ionic strength (infiltrated storm water) that results in the leakage of phosphorus to the ground water. Reduction in removal is related to operating parameters and effluent concentrations. Deficiencies have been observed in the operation of the facilities, especially in

terms of sampling routines and prescribed loading periods. These challenges can be adapted to by improved supervision of the plants as well as regulation of industrial discharge.

Reduced performance can be linked to waste water with low ionic strength resulting in the leakage of phosphorus to the groundwater, anaerobic conditions that affect both redox potential and organic degradation, organic matter and other wastes content that reduce organic degradation and / or leakage of phosphorus. Cases of impaired hydraulic function are due to the challenges associated with sludge and organic growth in the filter bed that reduces the infiltration capacity beyond the design parameter (under dimensioned filter area) or as a result of failure of pretreatment. Pre-treatment is more crucial for the plant's function than expected.

Optimization / measures to improve the treatment system are mainly focused on overall improvement of performance, as an assessment of data series did not give conclusive indication of phosphate saturation.

Proposed measures / optimization focuses on simple measures that do not require extensive costs or work. In addition, the proposed measures do not require advanced understanding of water treatment or technical expertise beyond what is normal for municipal operators. These include upgrading / installing pre-treatment, improving operating procedures, digging of new basins or expanding existing basins or adding a binding medium to the filter. In addition, a primary measure would be to revise current regulations to include specific guidelines for infiltration. This should include details on how to monitor treated effluent and how to determine the recipient.

SAT-systems are not widely used in Norway however; this thesis concludes that this is a very effective treatment method and should be used where conditions permit. Test data and feedback from operators show that SAT-systems achieve high performance for very low construction and operating costs.

## Forkortninger

---

**RA** Renseanlegg

**GV** Grunnvann

**OM** Organisk materiale

**FIAS** Fjellregionen Interkommunale Avfallsselskap

**JBA** Jordbasert rensanlegg

**HR** Hurtiginfiltrasjon

**SA** Slamavskiller

**PE** Person ekvivalent

## Ordforklaring

---

<b>BOF</b>	BOF er et uttrykk for forbruket av oksygen ved bakteriell omsetning av det biologisk lett nedbrytbare organiske stoffet i avløpsvannet.
<b>KOF</b>	KOF er et uttrykk for den totale mengde organisk stoff i avløpsvannet.
<b>Nitrogen, TOT-N</b>	Tot-N omfatter ammonium, nitritt, nitrat og organisk bunden nitrogen.
<b>Tot-P</b>	Total andel fosfor både løst og partikulært.
<b>SS</b>	Konsentrasjonen av partikler som lar seg avskille ved filtrering eller sentrifugering under spesifiserte betingelser.
<b>Klorid</b>	Behandlet avløp vil ha høyere klorid verdier enn grunnvann og andre vann forekomster og kan derfor brukes som tracer/fortynningfaktor da klorid ikke forsvinner i avløpsrensprosessen.



# Innhold

Forord.....	i
Sammendrag .....	ii
Abstract .....	iv
Forkortninger og Ordforklaring .....	vi
Innledning.....	1
1 Teoretisk bakgrunn og regelverk .....	2
1.1 Avløpsvannets sammensetning og rensekrav .....	4
1.1.1 Avløpsvannets karakteristikker.....	4
1.1.2 Krav til avløpsrensing.....	5
1.1.3 Prøvetaking.....	7
1.1.4 Jordbaserte anlegg i henhold til lovverk .....	7
1.2 Renseprosesser i jord .....	9
1.2.1 Mekanisk/fysisk rensing (filtrering).....	9
1.2.2 Biologisk rensing.....	10
1.2.3 Kjemisk rensing.....	10
1.3 Forventet renseseffekt.....	13
1.3.1 Organisk materiale .....	13
1.3.2 Fosfor.....	13
1.3.3 Nitrogen.....	16
1.3.4 Smittestoffer.....	17
1.4 Løsmassenes og områdets egnethet til renseanlegg .....	18
1.4.1 Geologiske undersøkelser .....	18
1.4.2 Hydrauliske egenskaper .....	20
1.4.3 Avstand til sekundær resipient og bebyggelse.....	26
1.5 Utforming av åpne jordbaserte renseanlegg.....	27
1.5.1 Dimensjonerende belastning .....	27
1.5.2 Infiltrasjonskapasitet og nødvendig filterflate .....	27
1.5.3 Fordeling av filterflate, antall basseng og plassering .....	29
1.5.4 Forbehandling.....	31
1.6 Drift av åpne jordbaserte renseanlegg.....	34
1.6.1 Belastningsperioder/Bassengveksling .....	34
1.6.2 Rutiner ved bassengveksling .....	36
1.6.3 Drift av forbehandling .....	36
1.6.4 Slam og filterbearbeiding .....	36
1.6.5 Prøvetaking og overvåking .....	37
1.6.6 Utfordringer.....	38
1.7 Oppsummering.....	42

2	Metodikk .....	43
2.1	Erfaringsbasert analyse .....	43
2.2	Dataanalyse .....	43
3	Resultater fra åpne infiltrasjonsanlegg i Norge .....	45
3.1	Lesja .....	48
3.1.1	Lesjaverk (250 PE).....	49
3.1.2	Lesja (Hosetmoen) 3000 PE .....	50
3.1.3	Bjorli 3000 PE.....	54
3.2	Tolga 700 PE .....	57
3.3	Koppang 2000 PE.....	60
3.4	Folldal .....	64
3.4.1	Dalholen 500 PE.....	64
3.4.2	Folldal (Moan) 2000 PE.....	65
3.5	Åmot 6000 PE .....	70
3.6	Prøveresultat fra anleggene .....	74
3.6.1	Lesjaverk.....	74
3.6.2	Lesja (Hosetmoen).....	77
3.6.3	Bjorli .....	81
3.6.4	Folldal .....	85
3.6.5	Rena.....	88
3.7	Oppsummering av prøveresultat.....	91
3.8	Tidsbruk tilknyttet drift av åpne jordbaserte renseanlegg.....	94
4	Diskusjon av resultater.....	95
4.1	Diskusjon av analyseresultat .....	95
4.1.1	Vurdering av infiltrasjon og lovverk .....	95
4.1.2	Analyseresultat i sammenstilling med forventet renseseffekt .....	97
4.1.3	Korrelasjonsanalyse mellom innløp og grunnvannsverdier .....	98
4.2	Diskusjon av erfaringsbaserte resultater .....	99
4.2.1	Erfaringer knyttet til nedsatt renseseffekt.....	99
4.2.2	Drift og funksjon av anleggene.....	102
4.3	Feilkilder .....	106
4.3.1	Menneskelig og utstyrsfeil .....	106
4.3.2	Prøveomfang .....	106
4.3.3	Analyserutiner for fosfor .....	106
4.3.4	Fortynning og bruk av klorid som tracer .....	106
4.3.5	Tidsavvik mellom innløp og utløp.....	106
4.4	Oppsummering av resultater fra åpne jordbaserte renseanlegg i Norge .....	107
5	Optimalisering, tiltak for å øke driftsfunksjon renseseffekt og levetid .....	108
5.1	Tiltak .....	108

5.1.1	Klargjøring av regelverk.....	108
5.1.2	Bedre etablering og driftsrutiner .....	108
5.1.3	Nye basseng/ anvendelse av ferske løsmasser .....	108
5.1.4	Ekstra basseng for fremmedvann.....	108
5.1.5	Hvileperioder .....	108
5.1.6	Bedre forbehandling.....	109
5.1.7	Filterlag for bedre/fornyset fosforbinding.....	109
5.2	Oppsummering.....	110
6	Konklusjon.....	111
7	Forslag til videre arbeid .....	114
	Referanser .....	115
	Boyd, C.E. (2015) <i>Water Quality: An Introduction</i> . 2 utg. New York: Springer Link. ISBN: 3319174460. ...	115
	Robertsen, K. R. (2005-2016c) <i>Bjorli - Årsrapport</i> . (Internrapport, Prosjekt: 512309) Ås: Asplan Viak AS.	117
	Said, H. A. (2016) <i>Transport og skjebne av Escherichia coli</i> . Mastergrad. Ås: NMBU. ....	117
	Vedlegg A - Dataserier fra prøvetakning av anleggene	
	Vedlegg B - Jordprofiler fra grunnundersøkelser	
	Vedlegg C - Faktaark med nøkkeltall og oversikt over de ulike anleggene	
	Vedlegg D – Korrelasjonsanalyse	

## Figurliste

Figur 1.1	Skjematisk fremstilling av lukket anlegg (V) og åpent anlegg (H) (Statens forurensningstilsyn, 1986). ....	2
Figur 1.2	Områdeinndeling etter følsomhet (Forurensningsforskriften, 2004) Anlegg gjennomgått i del 2 ligger i nedbørsfelt til følsomt område markert med sirkel. ....	6
Figur 1.3	Illustrasjon av de ulike renseprosessene i jorden (IMP).....	9
Figur 1.4	Skjematisk fremstilling av biokjemiske soner og tilhørende form med avtagende redokspotensiale og økende dybde (Manahan, 1994). ....	12
Figur 1.5	Pourbaix-diagram for jern som viser forholdet mellom pE og pH (Manahan, 1994).....	12
Figur 1.6	Adsorpsjon av fosfat i forhold til pH (Havlin et al., 2005). ....	15
Figur 1.7	Former for ortofosfat med økende pH (Boyd, 2015). ....	15
Figur 1.8	Typisk oppbygging av avsetningene i et dalføre i innlandet og tilhørende konduktivitet (ledningsevne). Pilene indikerer strømmingsretning og hastighet (relativ til størrelse) av grunnvannet. (NGU).....	19
Figur 1.9	Variasjoner i vanngjennomstrømningshastighet (hydraulisk konduktivitet) i ulike jordarter (SGK). ....	21
Figur 1.10	Kornfordelingskurve med avmerking av $d_{10}=0,068\text{mm}$ , $d_{50}=1\text{ mm}$ og $d_{60}=2,1\text{ mm}$ (Mæhlum et al. 2009).....	22
Figur 1.11	Oppstuvning ved infiltrasjon (Pound & Crites, 1973).....	23
Figur 1.12	Skisse av hvordan belastning og uttak påvirker og forandrer grunnvannstand og grunnvannsgradienten. pilene viser strømmingsretning. Den nederste linjen indikerer tettemasser. (IMP) .....	24
Figur 1.13	Illustrasjon av grunnvannskontaminasjon nedstrøms via infiltrasjonsanlegg (rødt) til elv til brønnuttak (Bh.1) (Mæhlum et al., 2009). ....	24
Figur 1.14	Dimensjoneringsklasser fra den svenske veilederen (Naturvårdsverket, 1991). ....	25

Figur 1.15 Dimensjoneringsklasser fra den norske veilederen (Statens forurensningstilsyn, 1986).	26
Figur 1.16 Basseng lagt på tvers av den hydrauliske gradienten med illustrasjon av variablene i beregning av hydraulisk kapasitet (Statens forurensningstilsyn, 1986).	30
Figur 1.17 Illustrasjon av spredning av infiltrert avløp avhengig av utforming i forhold til gradientkurver (Mæhlum et al. 2009).	30
Figur 1.18 Slamavskiller med tre kammer (Bioforsk).	31
Figur 1.19 Maskinrenset finrist (Huber).	32
Figur 1.20 Salnes filter (Salnes).	32
Figur 1.21 Bardu renseanlegg i Troms med slambasseng i nord og infiltrasjonsbasseng i sør (Flyfoto, Kartverket).	33
Figur 1.22 Profil av Bardu renseanlegg (Kraft & Rasmussen, 1998).	33
Figur 1.23 wet/dry ratio effekt på oksygen (Grøtrud, 1982).	35
Figur 1.24 Flyfoto av avløpsbehandling ved Lake George, New York, USA. Forbehandling i åpne sedimenteringsbasseng (U.S. EPA, 2006) sør for anleggsbygg. Bassengene er i ulike stadier av uttørking (Flyfoto, Google Earth).	36
Figur 1.25 Skjematisk fremstilling av prøvetakningsbrønn (IMP).	37
Figur 1.26 Skjematisk representasjon av prøvetaker ved Alice springs SAT, Australia (Miotliński, et al., 2010).	38
Figur 1.27 Planlagt oppstuvning ved vekslende belastning kontra observert oppstuvning. Ujevn infiltrasjonsrate skyldes nedbør (Reed, et al., 1985).	39
Figur 2.1 Flytskjema med fremstilling av metodikk anvendt i denne oppgaven.	43
Figur 3.1 Oversikt over aktuelle anlegg og tilknyttet nedbørsfelt.	46
Figur 3.2 Infiltrasjonsbasseng preget av vekster og alger Vår/tidlig sommer (bilde: Knut Robert Robertsen).	49
Figur 3.3 Lesja (Hosetmoen) Rensepark plassert nord for Lora med strømningsretning mot øst (Statens kartverk).	51
Figur 3.4 Infiltrasjonsbasseng i hvile. filterflaten har begynt å bli tilgrodd av små furu (IMP, November 2016).	51
Figur 3.5 Infiltrasjonsbasseng i drift. Oppstuvningen er liten i forhold til kanten selv om bassenget har stått i drift i 4 år. I bassenget er det synlig algeoppblomstring (IMP, november 2016).	52
Figur 3.6 Bjorli Rensepark med strømning nordvest mot Rauma (statens kartverk).	54
Figur 3.7 Trappeformet basseng med avtagende slamandel og økende infiltrasjonsrate (piler). (IMP)	55
Figur 3.8a basseng 1 ved Vingelen (November 2016, IMP).	58
Figur 3.9 Vingelen Rensepark, Tolga, med strømning sør mot Glomma (Statens kartverk).	59
Figur 3.10 Original skisse av anleggets oppbygging ved Koppang med to linjer (A og B) med et slambasseng etterfulgt av to infiltrasjonsbasseng (NAVA/Jordforsk, 2002).	60
Figur 3.11 Betong elementer fra det gamle renseanlegget nå i bruk som slamavskiller (IMP).	62
Figur 3.12 Øverst: Basseng 2 ved Koppang rensepark i drift. Nederst: Basseng 7 i hvile med spor etter harving.	63
Figur 3.13 Basseng ved Dalholen rensepark i drift.	64
Figur 3.14 basseng 1 ved Folldal rensepark i drift (November 2016, IMP).	65
Figur 3.15 Basseng 3 ved Folldal rensepark i hvile (November 2016, IMP).	67
Figur 3.16 Slamlaguner ved Folldal, 250 m vest for Renseparken (Statens kartverk).	68
Figur 3.17 Utløpsutforming ved Folldal rensepark (IMP).	69
Figur 3.18 Prinsippskisse av geologisk og hydrogeologisk forhold ved Kåsmoen (Robertsen, 1996a)	70
Figur 3.19 Hovedplan for Rena rensepark tegnet av Feste Landskap og Arkitektur.	71
Figur 3.20 Basseng 3 ved Rena rensepark under belastning (Feste Landskap og Arkitektur).	72
Figur 3.21 Basseng 4 ved Rena rensepark under uttørking (Feste Landskap og Arkitektur).	73
Figur 3.22 Årsgjennomsnitt av vannføringsmålinger (innløp) ved Lesjaverk rensepark viser spesielt høy belastning i 2002.	74
Figur 3.23 Årsgjennomsnitt av innløpskonsentrasjoner fosfor ved Lesjaverk rensepark.	75
Figur 3.24 Årsgjennomsnitt av innløpskonsentrasjoner for BOF (Venstre akse) og KOF (høyre akse) ved Lesjaverk rensepark.	75
Figur 3.25 Renseeffekt for BOF ved Lesjaverk rensepark.	76

Figur 3.26 innløp- og Utløpskonsentrasjon av fosfor med beregnet renseeffekt ved Lesjaverk rensepark. Konsentrasjoner for fosfor i grunnvannet er oppgitt i mikrogram per l (sekundær y-akse).....	76
Figur 3.27 Årsgjennomsnitt av vannføringsmålinger (innløp) ved Lesja (Hosetmoen) rensepark.....	78
Figur 3.28 Årsgjennomsnitt av BOF (innløp) for 2002-2016 ved Lesja (Hosetmoen) rensepark.....	79
Figur 3.29 Årsgjennomsnitt av innløpskonsentrasjoner for BOF ved Lesja (Hosetmoen) rensepark. i 2010 ga en måling på ca. 4000 mg/l et enormt utslag på årsgjennomsnittet. Grå og blå linje representerer årsgjennomsnitt beregnet henholdsvis med og uten avviket.....	79
Figur 3.30 Årsgjennomsnitt av innløpskonsentrasjon for Fosfor ved Lesja (Hosetmoen) rensepark.....	80
Figur 3.31 Sammenstilling av innløpskonsentrasjoner, grunnvannskonsentrasjoner og beregnet renseeffekt for organisk materiale ved Lesja (Hosetmoen) rensepark.....	80
Figur 3.32 Sammenstilling av innløpskonsentrasjoner, grunnvannskonsentrasjoner og beregnet renseeffekt for fosfor ved Lesja (Hosetmoen) rensepark.....	81
Figur 3.33 Årsgjennomsnitt av vannføringsmålinger (innløp) ved Bjorli rensepark.....	82
Figur 3.34 Årsgjennomsnitt av innløpskonsentrasjoner for organisk materiale ved Bjorli rensepark.....	82
Figur 3.35 Årsgjennomsnitt av innløpskonsentrasjon for fosfor ved Bjorli rensepark.....	83
Figur 3.36 Årsgjennomsnitt av innløpskonsentrasjoner for Klorid ved Bjorli rensepark.....	83
Figur 3.37 Sammenstilling av BOF fra innløp og GV-brønner ved Bjorli rensepark. Tall fra 2015 og 2016 viser avtagende effekt på rensning av Organisk materiale, med verdier for 2016 under rensekrav.....	84
Figur 3.38 Sammenstilling av Fosfor fra innløp og GV-brønner ved Bjorli rensepark viser høy rensegrad i hele driftstiden.....	84
Figur 3.39 Årsgjennomsnitt av vannføringsmålinger (innløp) ved Folldal rensepark.....	85
Figur 3.40 Årsgjennomsnitt av innløpskonsentrasjon av organisk materiale ved Folldal rensepark.....	86
Figur 3.41 Årsgjennomsnitt av innløpskonsentrasjon for Fosfor ved Folldal rensepark.....	86
Figur 3.42 Sammenstilling av innløpskonsentrasjoner og grunnvannskonsentrasjoner av organisk materiale og beregnet renseeffekt ved Folldal rensepark.....	87
Figur 3.43 Sammenstilling av innløpskonsentrasjoner og grunnvannskonsentrasjoner av fosfor og beregnet renseeffekt ved Folldal rensepark.....	87
Figur 3.44 Årsgjennomsnitt av vannføringsmålinger (innløp) ved Rena rensepark viser en gradvis økning i belastning.....	88
Figur 3.45 Årsgjennomsnitt av Innløpskonsentrasjoner av BOF ved Rena rensepark.....	89
Figur 3.46 Årsgjennomsnitt av innløpskonsentrasjoner av fosfor ved Rena rensepark.....	89
Figur 3.47 Sammenstilling av konsentrasjoner av organisk materiale og renseeffekt ved Rena rensepark. Renseeffekten er stort sett stabil men med redusert effekt i 2014 og 2015.....	90
Figur 3.48 Sammenstilling av fosforkonsentrasjoner og renseeffekt viser noenlunde stabil effekt ved Rena rensepark.....	90
Figur 3.49 Renseeffekt (Årsgjennomsnitt) BOF for alle anlegg.....	92
Figur 3.50 Renseeffekt (Årsgjennomsnitt) fosfor for alle anlegg.....	93
Figur 4.1 Prinsippskisse: Grunnvannsoppstuvning, strømningsretning og avløpspåvirkning under slambasseng og infiltrasjonsbasseng ved Lesja (Hosetmoen) rensepark.....	97
Figur 4.2 Bildet viser avvik fra normal nedbørssum i prosent. De mørkeste fargene viser områdene der det har kommet mest nedbør. (Normalperioden er 1961 - 1990) (Meteorologisk institutt, 2011).....	100
Figur 4.3 Sammenstilling av fosforkonsentrasjon (innløp og utløp) og renseeffekt ved Bjorli rensepark.....	101
Figur 4.4 Avløpsøppel som Q-tips, bind, snus og annen plast ved bassengkant på Bjorli Rensepark.....	104
Figur 5.1 flytskjema av optimaliseringstiltak med inndeling etter tiltakenes kostnad eller arealavhengighet (IMP).....	110

## Tabelliste

Tabell 1.1 Spesifikke forurensningsmengder i spillvann fra husholdninger (Ødegaard, 2012).....	4
Tabell 1.2 Beregnede konsentrasjoner (enhet: mg/l) for ulike parameterer og situasjoner i et avløpssystem (Ødegaard, 2102). .....	4
Tabell 1.3 Forventet renseeffekt ved hurtiginfiltrasjon (U. S. EPA, 1981, 2006; Kraft og Rasmussen, 1998; Pound og Crites 1973; Pound et al., 1978).....	13
Tabell 1.4 Infiltrasjonskapasitet etter løsmasseklassifisering (Statens forurensningstilsyn, 1986). .....	28
Tabell 1.5 Korrigering av infiltrasjonskapasitet ( $Q_{inf}$ her betegnet som Q) på basis av forbehandling og driftssyklus (Statens forurensningstilsyn, 1986). .....	28
Tabell 1.6 Tabell fra den svenske veilederen viser Q i l/m <sup>2</sup> /døgn (Naturvårdsverket, 1991). .....	29
Tabell 1.7 Typisk «wet/dry» ratio for åpne JBA (U.S. EPA, 2006).....	35
Tabell 3.1 Oversikt over anleggene i caset. *infiltrasjonskapasitet er basert på forholdet mellom dimensjonerende belastning og anlagt filterflate. **infiltrasjonskapasitet i snitt over hele bassenget .....	47
Tabell 3.2 Driftsperioder på basseng for Lesja (Hosetmoen) rensepark fra årsrapport 2016. *mangler data .....	53
Tabell 3.3 vekslingsperioder oppgitt av lesjakommune på Bjorli Rensepark.....	55
Tabell 3.4 Oversikt over filterflate på basseng på Koppang.....	61
Tabell 3.5 Arealfordeling ved Folldal rensepark.....	66
Tabell 3.6 Eksempel på fordeling av belastningsperioder ved Folldal i 2015.....	67
Tabell 3.7 Oversikt over rensekrav per gjeldende utslippstillatelse, driftsår, og prøvetakingsstatus for alle anlegg. *foreligger kun renseeffekt og ikke prøvedata for et antall år.....	91
Tabell 3.8 Foreliggende årsgjennomsnitt av innløp for vannføring, organisk materiale, P-tot, N-tot, pH og klorid ved alle anlegg.....	91
Tabell 3.9 Foreliggende årsgjennomsnitt fra utløp (grunnvann) for organisk materiale, P-tot, N-tot, pH og klorid ved alle anlegg.....	92
Tabell 3.10 Oversikt over rapportert driftstid per anlegg (minimalt med driftstid < 10 dager i året, lite driftstid 10 -14 dager i året, middels driftstid 15 - 30 dager i året, over middels med driftstid 1-2 måneder i året, mye driftstid 2- 3 måneder i året).....	94

# Innledning

Jordbasert rensing av avløpsvann har vært vanlig i Norge siden 1970-tallet. I hovedsak består dette av små anlegg i spredt bebyggelse eller tilknyttet hytter og hyttefelt. Noen jordbaserte metoder, ofte kombinert med forbehandling, er konstruert våtmark, filterkummer, jordhaugsinfiltrasjon og infiltrasjon i stedlige masser. Den mest anvendte metoden i Norge er infiltrasjon i stedlige masser. Infiltrasjonsanlegg fungerer ved at vannet er tilført jordmasser hvor det renses gjennom en kombinasjon av mekaniske, biologiske og kjemiske prosesser uten noen videre tilførsel av kjemikalier eller tekniske inngrep. Renseeffekt til slike anlegg er i teorien svært høy med opp mot 100% rensning av patogener og smittestoffer, 95% rensning av BOF og fosfor og 30-70% rensning av nitrogen.

Argumentene for infiltrasjon er at det er en driftssikker og lite tidskrevende løsning med høy renseseffekt. For større anlegg vil kostnadene tilknyttet anleggelse og drift være svært gunstig sammenlignet med et konvensjonelt anlegg. Anleggene er også mindre teknisk krevende og vil kreve betydelig mindre driftstilsyn og personale. De fleste av infiltrasjonsanleggene i Norge er små lukkede anlegg (<35 PE) og det finnes dermed en del dokumentasjon på driftserfaringer med denne typen anlegg. Renseeffekt og funksjon har hatt noe varierende resultat, da det er funnet mye feil og mangler på lukkede anlegg grunnet mangelfulle forundersøkelser, underdimensjonering og dårlig kontroll ved etablering og oppfølging. Lukkede anlegg er ofte private og har en størrelsesbegrensning opp mot 500 PE.

For større anlegg (over 500 PE), gjerne kommunale, er det aktuelt med åpen infiltrasjon. Åpne basseng baserer seg på direkte tilførsel av avløp til basseng gravd i egnede løsmasser. Avløpet blir ofte utsatt for forbehandling for å fjerne en andel organisk materiale før det blir infiltrert. På lik linje med lukket infiltrasjon renses avløpet via ulike prosesser i jorden (mekanisk, biologisk og kjemiske). Åpne basseng kan, imidlertid, belastes med større mengder avløp da de har mulighet til hurtig infiltrasjon. Åpne anlegg skal i likhet med andre former for infiltrasjon være stabil og lite krevende å drifte. Muligheten for både økonomisk gevinst, stabil drift samt lite driftstilsyn gjør slike anlegg svært attraktive for mindre kommuner med lite teknisk personale. Det er i midlertid gjort svært lite vurdering av store åpne anlegg. Dette gjelder både i kontekst av drift så vel som renseseffekt.

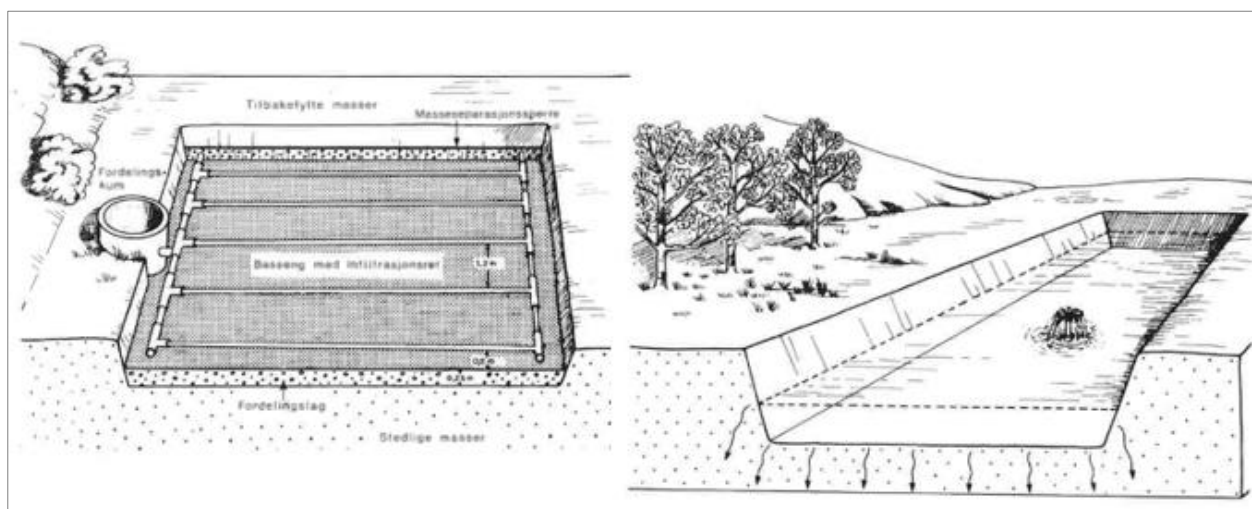
Denne oppgaven sammenligner teori og erfaringsgrunnlaget angående slike anlegg med driftserfaringer og resultat fra anlegg etablert i Norge. Målet er å kunne gi en konkret vurdering om hvorvidt disse anleggene oppleves som like fordelaktig med hensyn på renseseffekt og drift som argumentert. I tillegg skal det, med basis i tilgjengelig litteratur og observerte utfordringer beskrives ulike tiltak for optimalisering og forlenging av levetiden til slike anlegg.

Det er lagt vekt på teorien bak rensesprosesser i jord, hensyn ved etablering, rensekraft i forhold til aktuell myndighet, utfordringer ved drift og vedlikehold, samt tiltak for å øke levetid og forbedre drift/renseevnen. Levetid er et spesielt interessant aspekt da noen av de aktuelle anleggene har vært i drift over 20 år. Anleggene burde ha stabil effekt på rensing av organisk materiale, smittestoffer og nitrogen, men over tid vil løsmassene i teorien bli mett med fosfor og bindingsevne dermed avta. Renseevne for fosfor er dermed ansett som den begrensende faktoren for levetid og tiltak for å øke levetiden er derfor fokusert på å øke eller forlenge rensesevne for fosfor. Renseeffekt er vurdert ut ifra de parameterne som er blitt overvåket på de ulike anleggene.

Egne bilder, foto og tegninger er betegnet med (IMP).

# 1 Teoretisk bakgrunn og regelverk

Jordbaserte anlegg (JBA), hvor avløpsvann renses ved infiltrasjon i stedligemasser, har vært brukt i Norge siden 70-tallet. Dette er en lite krevende prosess hvor utløp blir ført til et areal (filterflate) der løsmassene tar imot vannet. JBA kan primært deles i to grupper, åpne og lukkede anlegg. Et lukket anlegg sprer utløpet gjennom et eller flere perforerte rør over et filterareal. Ved et åpent anlegg trenger man kun et tilløp da vannet vil spre seg på overflaten av bassenget (se figur 1.1). I Norge er JBA en vanlig løsning for avløp i spredt bebyggelse og det estimeres at det finnes over 100 000 slike anlegg hvor de fleste er bygget for en husholdning (Hensel, 2013). Anleggstype blir også referert til som langsom infiltrasjon (10-50 l/m<sup>2</sup>/døgn) for lukkede anlegg og hurtig infiltrasjon (100-400 l/m<sup>2</sup>/døgn) for åpne anlegg. Forskjell i belastningsgrad er knyttet til at et lukket anlegg gradvis vil tilslammes uten mulighet for enkel fjerning av slamlaget, mens et åpent anlegg kan, ved periodisk skraping, holde en høyere kapasitet. Arealbelastning er gjerne vurdert ut ifra filterflatens permeabilitet (infiltrasjonskapasitet), de underliggende løsmassenes evne til å ta imot vannet uten kritisk oppstuvning (hydraulisk kapasitet) og avstand til grunnvannet (umettet sone).



FIGUR 1.1 SKJEMATISK FREMSTILLING AV LUKKET ANLEGG (V) OG ÅPENT ANLEGG (H) (STATENS FORURENSNINGSTILSYN, 1986).

Argumentene for åpne JBA er at de har lave etableringskostnader og er stabile i både drift og renseseffekt med lite tilsyn. De krever ikke tilsetning av kjemikalier og kan håndtere variasjoner i innløpskvalitet og kvantitet uten videre tilpasninger. Åpen JBA krever dermed lite teknisk kompetanse for å drifte. Rensemetsoden er imidlertid arealkrevende og kan kun etableres der grunnforholdene gir mulighet til tilfredsstillende belastning og renseseffekt (U.S. EPA, 2006). Areal satt av til slik behandling lar seg vanskelig bruke til andre formål da åpne anlegg av natur er sjenerende (lukt, lite anvendbart vannspeil). Det er imidlertid anlegg i Norge som har prøvd å bevare områdets kvaliteter og å tilpasse anlegget i terrenget (Norsk kommunalteknisk forening, 1997). Anleggene produserer slam både i forbehandling og på filterflate som jevnlig må fjernes og transporteres for videre behandling.

Følgende del av denne avhandlingen inneholder en gjennomgang av relevant litteratur om åpne JBA. Dette innebærer både regelverk og renskrav så vel som en gjennomgang av forventet renseseffekt, kriterier for etablering, utforming og drift av åpne JBA. Det er lagt fokus på hvilke naturlige prosesser som bidrar til rensing av avløp i jordmasser og hvilket forhold som tilrettelegger for disse prosessene. Slik kan



man bedre forstå hvordan ulike forhold som for eksempel temperatur, jordtype, belastningsrutiner og dimensjonering påvirker anleggets evne til å oppnå tilfredsstillende renseeffekt og også vurdere hvordan vi kan oppnå maksimal levetid på anlegget.

## 1.1 Avløpsvannets sammensetning og renskrav

### 1.1.1 Avløpsvannets karakteristikk

Avløp inneholder mange komponenter, men for dokumentering av renseseffekt er det som regel fokus på nedbrytbart organisk materiale, næringsalter og fjerning av store partikler og avløpssøppel. Dette er parametere som finnes i alt avløp og som ville hatt negative konsekvenser for miljøet om avløpet ble sluppet ut uten behandling. Næringsalter og organisk materiale bidrar til eutrofiering ved vekst og forbruk av oksygen, mens avløpssøppel og større partikler har en sjenerende og negativ effekt på plante- og dyreliv (Ødegaard, 2012).

TABELL 1.1 SPESIFIKKE FORURENSNINGSMENGDER I SPILLVANN FRA HUSHOLDNINGER (ØDEGAARD, 2012).

Biokjemisk oksygenforbruk (BOF <sub>5</sub> )	60	g/pe·d
Kjemisk oksygenforbruk (KOF)	120	g/pe·d
Suspendert stoff (SS)	70	g/pe·d
Fosfor (P)	1,8	g/pe·d
Nitrogen (N)	12	g/pe·d
Klorid (Cl)	8	g/pe·d

Kommunalt avløpsvann er sammensatt av flere kilder: spillvann (sanitæravløp fra husholdninger, arbeidsplasser og institusjoner), industriavløp, overvann (fra fellesledninger) og infiltrasjonsvann (fremmedvann som lekker inn i avløpssystemet). Dette gjør konsentrasjoner i avløpet svært variable da for eksempel tørrvær vil gi reduserte mengder fremmedvann og overvann, og dermed økt andel spillvann og industriavløp. Hvilke industrier som er tilknyttet systemet kan også ha stor og varierende effekt på komposisjon. En utfordring ved rensing av avløp er å holde rensgraden konstant og tilfredsstillende for alle variablene (Ødegaard, 2012).

TABELL 1.2 BEREGNEDE KONSENTRASJONER (ENHET: MG/L) FOR ULIKE PARAMETERER OG SITUASJONER I ET AVLØPSSYSTEM (ØDEGAARD, 2102).

Parameter	Tørrvær		Mye nedbør	
	Godt ledningsnett	Dårlig ledningsnett	Godt ledningsnett	Dårlig ledningsnett
Biokjemisk oksygenforbruk (BOF <sub>5</sub> )	200	120	150	60
Kjemisk oksygenforbruk (KOF)	400	240	300	120
Suspendert stoff (SS)	233	140	175	70
Fosfor (P)	6.0	3.6	4.5	1.8
Nitrogen (N)	40	24	30	12
Klorid (Cl)*	40	25	30	10

### 1.1.2 Krav til avløpsrensing

Forurensningsloven (Forurensningsloven, 1983) og forurensningsforskrift (Forurensningsforskriften, 2004) setter krav til rensing av avløpsvannet som skal hindre forurensing av miljøet. Norge, som medlem av EØS, er også forpliktet under EU sitt avløpsdirektivt til å sikre vannressurser for fremtiden (Ødegaard, 2012).

Bestemmelser og krav legger grunnlaget for hvilken renseseffekt som skal oppnås før avløpet føres til en resipient. Hvilke krav som er satt for renseseffekt vurderes ut ifra mengde belastning og i hvilken grad resipienten er rustet til å ta imot utslippet. Resipientens sårbarhet er avhengig av resipienttype (ferskvann eller hav), beliggenhet og eventuelt andre forhold som gjør den mer eller mindre følsom for belastning (Klima- og miljødepartementet, 2004).

Resipientene er delt i følgende kategorier:

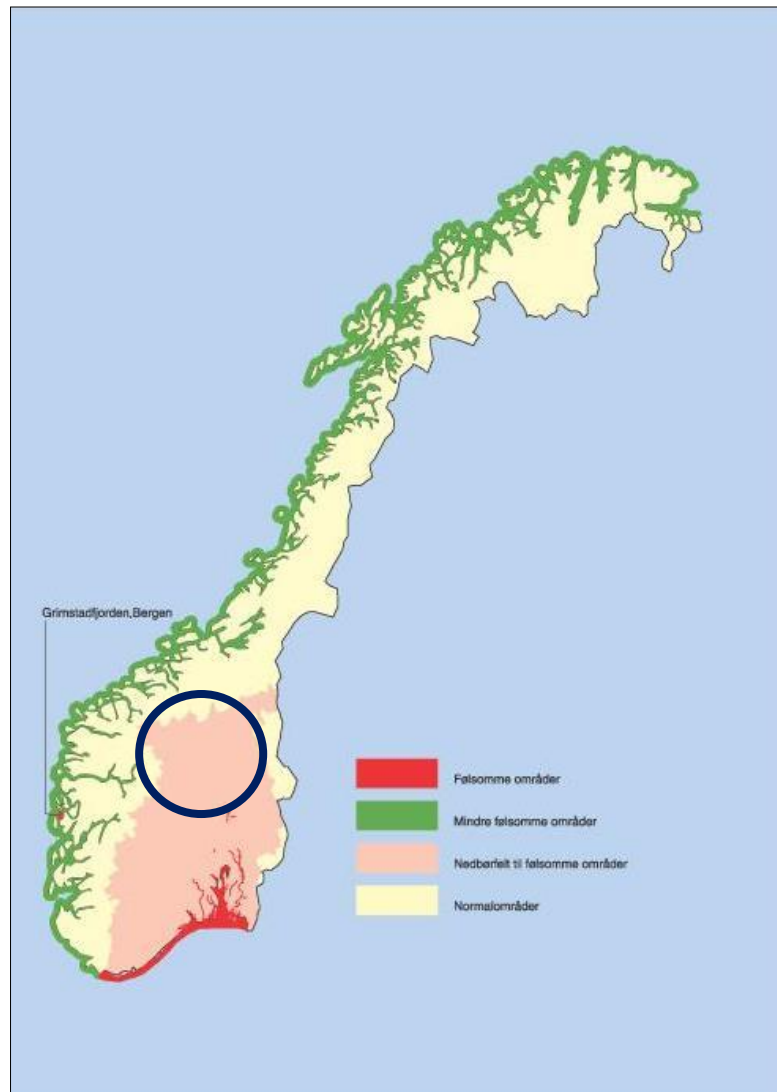
- **Følsomme** områder omfatter kyststrekningen Svenskegrensen-Lindesnes med tilhørende nedbørfelt samt et lite område i Hordaland tilknyttet Grimstadjorden.
- **Normale** områder omfatter ferskvannsforekomster i Norge som ikke er klassifisert som følsomme.
- **Mindre følsomme** områder omfatter kystfarvann og elvemunninger fra Lindesnes til Grense Jakobselv.

Kystlinjen fra Lindesnes til Jacobselv grenser mot Nordsjøen og avløp sluppet hit blir effektivt fortynnet før det leder til uheldige konsekvenser. Området fra Oslofjorden og ned kysten har til tider slitt med eutrofiering grunnet store mengder fosfor (Ødegaard, 2012). Ferskvannsresipienter er som regel regnet som noe mer utsatt for eutrofiering og sapprobering (overbelastning fra organisk stoff).

Rensekrav omhandler reduksjon av organisk materiale (SS, BOF) samt næringsstoffer (fosfor og nitrogen) mens overvåkingskrav omhandler prosedyre og hyppighet rundt dokumentasjon av renseseffekt (prøvetakning).

Krav til avløpsrensing er avhengig av størrelsesordenen av utslippet. Anleggene i denne oppgaven behandler kommunalt avløp fra 250 – 6000 PE med utslipp til ferskvann og er dermed regulert under kapittel 13 eller 14 av forurensningsforskriften. Alle anleggene har utslippssted mot grunnen og det er

dermed grunnvann som er primær resipient og ferskvann som sekundær resipient (Glommavassdraget). Hele Glommavassdraget befinner seg i nedbørsfelt til følsomme områder merket på figur 1.2.



FIGUR 1.2 OMRÅDEINDELING ETTER FØLSOMHET (FORURENSNINGSFORSKRIFTEN, 2004) ANLEGG GJENNOMGÅTT I DEL 2 LIGGER I NEDBØRSFELT TIL FØLSOMT OMRÅDE MARKERT MED SIRKEL.

Utslippet omfang har betydning for hvilken offentlig instans som er forurensningsmyndighet: «Myndighetenes mål er å beskytte miljøet mot uheldige virkninger av slike utslipp. Kommunen er forurensningsmyndighet for utslipp fra enkelthus og mindre tettbebyggelser, og Fylkesmannen for utslipp fra større tettbebyggelser.» (Forurensningsforskriften, 2004). For anlegg i denne oppgaven med utslipp over 2000 PE har fylkesmannen forurensningsmyndighet, mens de øvrige anleggene er regulerte av kommunene. Ved innvilgning av utslippstillatelse for anlegg som faller under kapittel 13 eller 14 kan fylkesmannen sette strengere krav for rensegrad og prøvetaking enn omtalt i forskriften.

1.1.2.1 Krav til utslipp av kommunalt avløpsvann fra mindre tettbebyggelser  
Mindre tettbebyggelse (< 2000 PE) med utslipp til ferskvann og elvemunning, og tettsted med mindre enn 10.000 PE med utslipp til sjø reguleres under kapittel 13 av forurensningsforskrift (Forurensningsforskriften, 2004).

Utslippskrav for gjeldene anlegg er 20% reduksjon av SS (årlig middelværdi) og / eller maksimum SS konsentrasjon på 100 mg SS/l. For normale og følsomme områder er det også krav til 90% rensing av fosfor. Det er ikke referert til renskrav til BOF i kapittel 13 av forurensingsforskriften. I samlingsverket Vann- og miljøteknikk refereres det til krav på 70% BOF for næringsfattige resipienter (Ødegaard, 2012).

#### 1.1.2.2 Krav til utslipp av kommunalt avløpsvann fra større tettbebyggelser

Større tettbebyggelse med utslipp til ferskvann (> 2000 PE) eller sjø (>10.000 PE) reguleres under kapittel 14 i forurensingsforskriften (Forurensningsforskriften, 2004). Anlegg som faller under kapittel 14 har krav til både primær og sekundærrensing. Dette betyr en minimum renseseffekt på 70% for KOF og 75% for BOF og / eller maks konsentrasjon på 25 mg/l BOF og 125 mg/l KOF. For områder som regnes som følsomme eller normale er det i tillegg satt krav til fosforrensing (90%). For tettbebyggelser ved Nordre Follo, Oslo, Jessheim og Lillehammer er det i tillegg satt krav til nitrogenfjerning (90%).

#### 1.1.3 Prøvetakning

Forurensningsmyndighet krever at anleggseieren gjennomfører prøvetaking og analyse for å dokumentere renseseffekt fastsatt i gjeldene utslippstillatelse for anlegget. Prøvetaking gir mulighet til å dokumentere krav til fjerning av organisk stoff, fosfor og nitrogen.

Dokumentering av renseseffekt krever døgnblandepøver for BOF, KOF og SS og døgn eller døgn/ukeblandepøver for tot-P og tot-N. Antall prøver per år er avhengig av anleggsbelastningen. Det skal tas 6 prøver per år fra avløpsanlegg under 1000 PE, 12 prøver per år fra anlegg mellom 1000 og 10.000 PE og 24 prøver for anlegg over 10.000 PE.

Driftspersonale ved rensenanlegget er selv ansvarlig for å gjennomføre representativt prøvetakning. Prøvene skal tas med jevne mellomrom slik at de skal være representative for avløpet (inkludert overløp) ved automatisk mengdeproporsjonal eller tidsproporsjonal prøvetakning.

Anlegg under kapittel 13 som anvender naturlig infiltrasjon kan, som alternativ for årlig prøvetakning, kunne dokumentere at anleggets størrelse og plassering er tilpasset de aktuelle vannmengdene og grunnforholdene på stedet. I dokumentasjon skal det foreligge grunnundersøkelser og inneholde informasjon om hydraulisk kapasitet, infiltrasjonskapasitet, løsmassens egenskaper som rensedium og risiko for forurensning.

For anlegg under kapittel 14 er det strengere krav til både prøvetakning og analyse. Blant annet må virksomheter som tar prøvene være akkreditert for prøvetaking eller ha et tilsvarende kvalitetssikringssystem for prøvetaking godkjent av en kvalifisert nøytral instans. I tillegg må også laboratoriet som gjør analysene være akkreditert for aktuelle analyser. Under kapittel 14 er infiltrasjon ikke omtalt og det finnes ingen alternativer for årlig prøvetakning med overnevnte krav til blanding og proporsjonalitet.

#### 1.1.4 Jordbaserte anlegg i henhold til lovverk

Infiltrasjon som rensemetode er omtalt både i kapittel 12 og 13 av forurensingsloven. Prøvetakning for anlegg regulert under disse kapitlene kan erstattes med tilstrekkelig dokumentasjon av infiltrasjonsanleggets funksjon foretatt av nøytral og fagkyndig instans (Forurensningsforskriften, 2004). Ved bestemmelse av krav satt i kapittel 14 er det ikke tatt med muligheten for storskala/kommunale infiltrasjonsanlegg. Dette byr på flere utfordringer. Vurdering av utslippsstrøm til resipient er vanskelig å fastsette da infiltrasjonsanlegg ikke har et konvensjonelt utslipp med målbar vannføring. Dette gjør det

vanskelig å møte krav til prøvetakning (representative døgnblandeprøver). Således kan ikke åpne JBA som faller under kapittel 14 tilfredsstillende krav til prøvetakning ved kun punktuttak fra brønn. Prøvetaking for åpne JBA som reguleres under kapittel 14 er dermed ikke tilfredsstillende i forhold til regelverket.

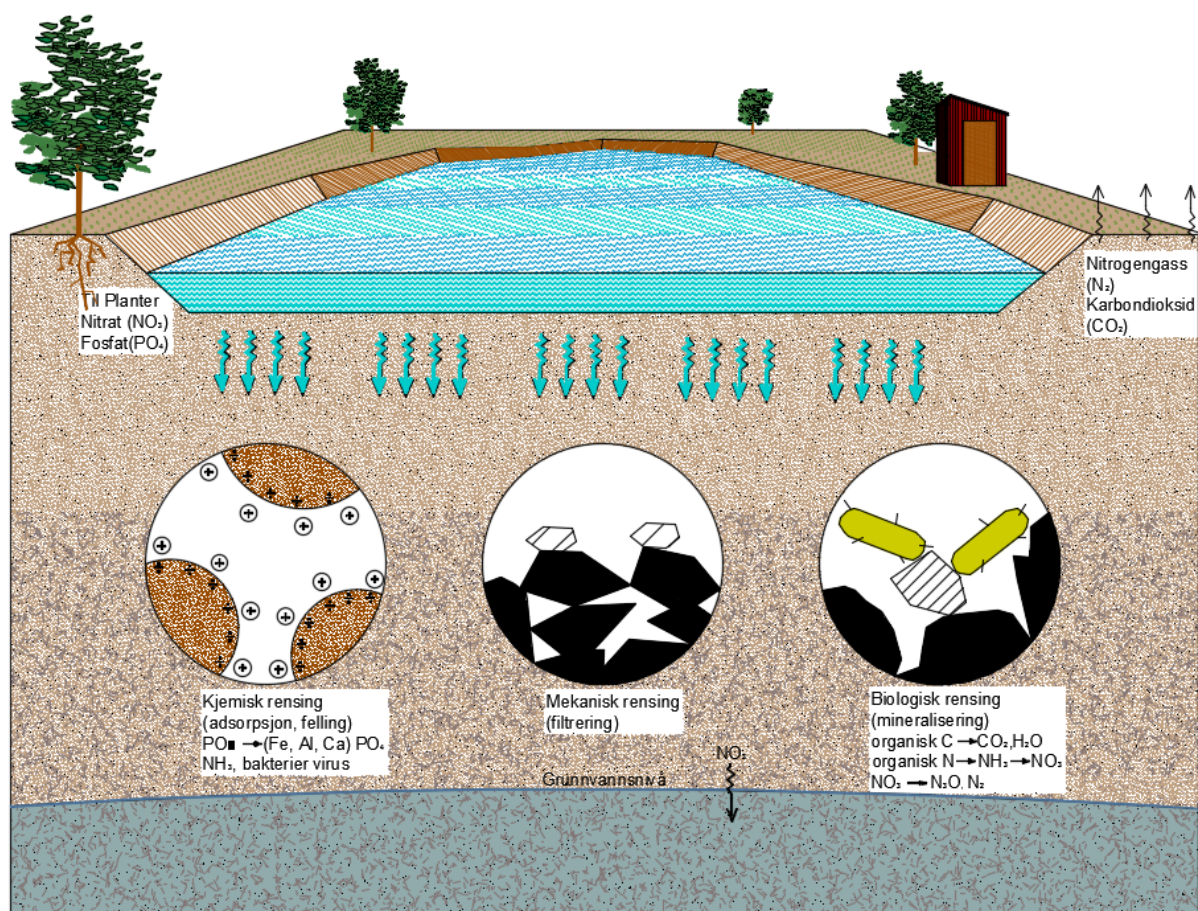
Det er dermed ingen gjennomgående klarhet i forurensingsforskriften for hvordan resipient for infiltrert avløp skal overvåkes og vurderes. De første 2 kapitlene åpner for at dokumentasjon om forventet effekt er tilstrekkelig mens kapittel 14 kan tolke som at infiltrasjonsanlegg ikke kan tilfredsstillende overvåkningskravene.

I praksis har renseeffekt blitt dokumentert med prøvetakning i grunnvannet under anleggene og denne er som regel regnet som resipient ved tildelt utslippstillatelse: *«Fylkesmannen vil prinsippfeste at grunnvannet er en resipient og ikke en del av renseanlegget. En vil derfor fastholde at rensekravet for infiltrasjonsanlegg skal relateres til umettet sone over grunnvasstrømmen»* -Fylkesmannen i Hedmark svar til søknad om utslippstillatelse Folldal Rensepark 2000 PE gitt den 23.07.1996.

Påvirkning av utslipp til grunnvannsresipient vil først og fremst ha konsekvenser når grunnvannet kommer til overflaten. Først ved uttak (brønn) eller ved naturlig tilknytning til overflatevann (sekundær resipient) vil høyere konsentrasjoner av næringssalter og organisk materiale lede til «uheldige» konsekvenser.

## 1.2 Renseprosesser i jord

Jord som rensemedium fungerer ved hjelp av flere prosesser. Disse prosessene omfatter både mekanisk, kjemisk og biologisk rensing som oppstår nedover i de stedlige massene. Om forholdene egner seg kan man oppnå rensing på lik linje som et komplekst konvensjonelt anlegg med primær, sekundær og tertiær rensing. I jorden skjer alle prosessene om hverandre og samtidig uten noen videre bearbeiding eller tilsetning av kjemikalier (Westby et al., 1997). Hvor og når disse prosessene skjer og i hvilket omfang er avhengig av ulike forhold i massene. Faktorer som oksygeninnhold, belastningsvarighet, pH, temperatur, sesong, og jordens fysiske og kjemiske komposisjon påvirker alle renseeffekten på tilsatt avløp (Pound, et al., 1978). I tillegg kan selve sammensetningen av avløpet påvirke renseeffekten (Kadlec & Knight, 1996). Disse prosessene finner sted med varierende omfang i umettet og mettet sone, men det er prosessene i umettet sone, illustrert i figur 1.3, som er primært fokus for følgende kapittel



FIGUR 1.3 ILLUSTRASJON AV DE ULIKE RENSEPROSESSENE I JORDEN (IMP).

### 1.2.1 Mekanisk/fysisk rensing (filtrering)

Jord vil holde tilbake partikler fra tilført avløpsvann avhengig av jordens porestørrelser. Porestørrelse er tilknyttet kornstørrelse og gradering, men i tillegg kan det oppstå sekundær makroporesystemer grunnet røtter, opptørking, frost eller dyreaktivitet (for eksempel meitemark). Et slikt makroporesystem vil tillate mer gjennomtrenging ned i massene.

Ved tilførsel av avløp vil infiltrasjonsbassenget både tettes igjen av slam og vekst av biohud. Dette kalles mekanisk og biologisk gjentetting (Kraft & Rasmussen, 1998). Biohuden vil dannes i filteroverflate og ned mot 10 cm under filterbunn (Jenssen, et al., 2006). Biohuden består stort sett av organisk materiale og bakterier/ mikroorganismer. Biohud skaper et effektivt filter for partikler.

Kombinasjonen av slam og biohud vil redusere strømningshastigheten gjennom løsmassene og sørger også for umettet strømming selv med oppstuvning av vann i bassenget. Dette sørger for god kontaktid mellom avløpsvann og mineralkorn som videre er gunstig for kjemisk binding. Over tid vil biohuden bli tettere (Converse & Tyler, 1994). Veksling mellom bassenger vil gi mulighet til å bryte opp/skrape biohuden for å øke infiltrasjonshastighet.

### 1.2.2 Biologisk rensing

I tillegg til å bidra til mekanisk filtrering bidrar mikroorganismene i biohuden til biologisk rensning.

Mikroorganismene bryter ned (mineraliserer) organisk materiale, inkludert skadelige bakterier og andre patogener, i avløpsvannet. Ved nedbrytning forbruker organismene blant annet fosfor.

Mikroorganismene består i stor grad av bakterier, alger, sopper, protozoer, hjuldyr og rundorm (Converse & Tyler, 1994).

Biologisk rensing skjer primært i biohuden, men foregår også gjennom hele filtermediet (stedlige løsmasser under bassenget).

Hvor effektiv biohuden fungerer som rensemedium avhenger av forhold som temperatur, pH, oksygentilgang, samt overflaten til rensemediet (kornstørrelse). Temperatur påvirker hastigheten mikroorganismene inntar og bryter ned organisk materiale. Mikroorganismer er rimelig tolerante for svingninger mellom pH på 5-9. Variasjoner utenfor dette vil redusere aktiviteten. Avløp har ordinært pH rundt 7 og vil derfor ikke ha noen negativ effekt på biologisk rensing. Avløpsvann med unormalt høy eller lav pH grunnet unormalt utslipp vil derimot påvirke den biologisk rensingen.

Lufttilgang påvirker også nedbrytningshastighet. Ved aerob nedbrytning dannes det karbondioksid, vann og ny celledsubstans sammen med høyt energiutbytte. Når anaerobe forhold oppstår ved høy/kontinuerlig belastning vil organisk materiale omsettes mindre fullstendig og renseeffekten vil reduseres. Anaerobe tilstander grunnet høy belastning kan nå flere meter under filterbunn (Kadlec & Knight, 1996). Veksling mellom aerobe og anaerobe forhold vil også ha en effekt på hvilken grad av nitrifisering/de-nitrifisering som oppstår i massene.

Finkornige masser som sand har stor overflate. 1 m<sup>3</sup> med sand med kornstørrelse på 1 mm vil ha et areal på over 5000 m<sup>2</sup>. Til sammenligning vil areal per m<sup>3</sup> i en konvensjonell bioreaktor ikke overstige 1000 m<sup>2</sup>. Dette gjør at filterflaten til et åpent JBA har mulighet til å huse en stor andel mikroorganismer (Jenssen, et al., 2010).

### 1.2.3 Kjemisk rensing

Ved tilførsel av avløpsvann til filteret vil det oppstå ulike kjemiske reaksjoner i varierende grad basert på løsmassene og forhold som temperatur, pH, lufttilgang og sammensetningen av tilført avløp (Kadlec & Knight, 1996). Hovedreaksjonen er sorpsjon, ionebytte, felling og reduserende-oksiderende prosesser (redoks) (Eveborn, 2012, Jenssen, et al., 2006, Kadlec & Knight, 1996). Metaller bundet til organisk materiale i biohuden vil også sørge for kjemisk felling i biohuden, men prosessene skjer hovedsakelig i



umettet sone ned mot grunnvannet (Eveborn, 2012). Organisk materiale og vekst av biohud kan føre til tildekking av mineralpartiklene og kan føre til senket kontaktflate for de kjemiske prosessene.

#### 1.2.3.1 Ionebytte

Ionebytte innebærer forflytting av positivt ladde partikler som kalsium, magnesium og natrium (kationer) og negativt ladde partikler som klorid og nitrat (anioner) mellom en fast fase og omgivende væske. Kationbytte er som regel dominerende i jordsmonn da jordpartiklene er negativt ladet, gitt normal pH. Dette innebærer et bytte mellom en kation i vannet rundt jordpartikler og kationer på partikkeloverflaten. Antall kationer i vann er i mindretall i forhold til kationer på jordpartikler. Antall positive ladninger jorden kan innta bestemmer jordens CEC (cation exchange capacity). CEC påvirker hvor fort blant annet fosfor beveger seg gjennom jordprofilen og hvor mye næringsstoffer jorden kan lagre. Jord med lav CEC kan bli overbelastet med næringsstoffer som vil resultere i utlekking av disse til grunnvann (Sparks, 2015). Jordarter som leire har som regel høy CEC, men pH og saltinnhold kan påvirke dette (Manahan, 1994).

#### 1.2.3.2 Adsorpsjon og felling

Jordpartikler har egenskapen til å binde forskjellige næringsstoffer og ioner. Sorpsjon er prosessen hvor et stoff tar opp eller henger seg fast i et annet ved ionebinding, kovalent binding eller hydrogenbinding (Manahan, 1994). Jordsmonn med høy sorpsjon kan ta opp mye stoffer som fosfor og smittestoffer. Bindingsevne kan måles ved hjelp av rysteforsøk og anvendelse av Langmuirs sorpsjonsteorem (Robertson, 2008; Eveborn, 2012). Beregningen baserer seg på antall ioner overflaten til en adsorbent (A) kan ta imot ved møte med en sorbent (S).



Langmuirs likning (Kadlec & Knight, 1996):

$$\frac{C}{C^*} = \frac{1}{\alpha\beta} + \frac{C}{\alpha}$$

$C^*$  = konsentrasjonen av adsorbenten

$C$  = konsentrasjonen i løsningen

$\alpha$  = adsorpsjonskonstanten i relasjon til bindingsenergien

$\beta$  = maksimal mengde av løsningen som kan bli adsorbent

I tillegg kan ionebindinger i porevannet danne tungt løselige forbindelser som felles ut. Fellingen skjer når løselighetsproduktet til stoffet overskrides. Ved høy konsentrasjon på en adsorbent overflate kan også løselighetsproduktet lokalt overskrides noe som også fører til utfelling (Manahan, 1994).

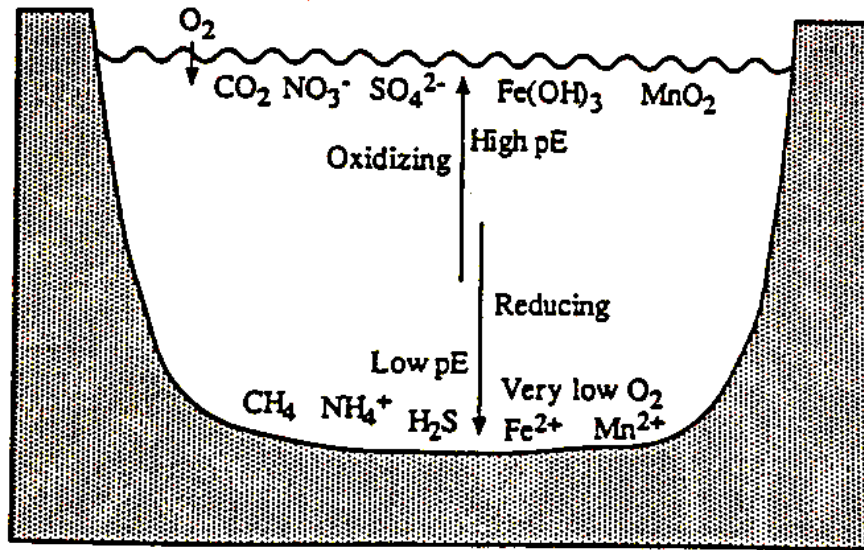
#### 1.2.3.3 Oksidasjon-reduksjonsreaksjoner (Redoks)

Redoks innebærer elektronoverføring fra et stoff til et annet der oksidanten avgir elektroner og redusanten mottar elektroner. Oksygentilgangen er avgjørende for hvilke redoksprosesser som oppstår og har sammenheng med hvilket redokspotensiale som er tilstede og hvordan dette påvirker individuelle stoffer sin villighet til å inngå reaksjoner (Manahan, 1994).

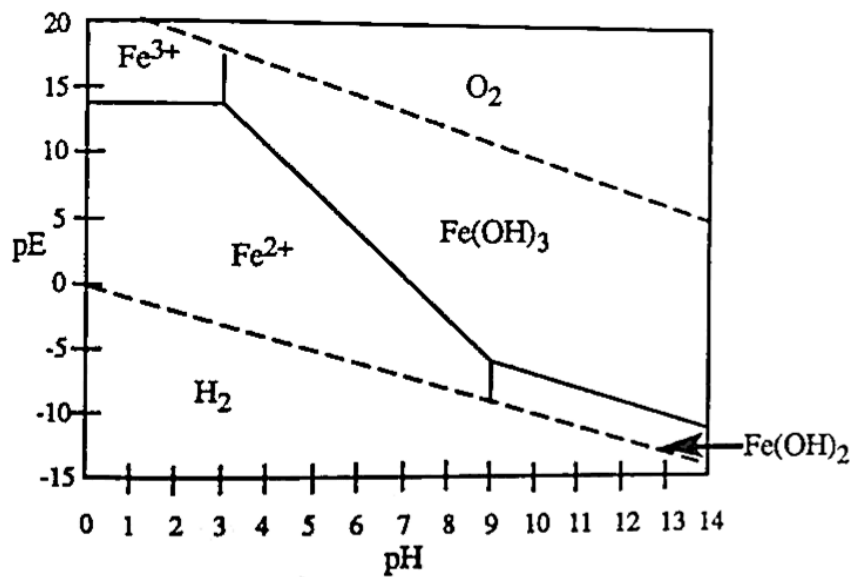
Når jorden veksler mellom belastet og ubelastet (våt og tørr) vil tilgangen på oksygen også veksle. Hvor mye oksygen som er tilgjengelig vil påvirke hvordan jorden reagerer kjemisk. Ved belastning vil fritt

oksygen reduseres fort nedover i filteret på grunn av respirasjon fra mikroorganismer og kjemisk oksidasjon. Dette skaper økende negativt potensiale mellom oksygenkonsentrasjonen og elektroder. Dette elektriske potensiale kalles redoks potensiale (Eh) og gir et estimat på jordens oksidasjon-reduksjons potensiale. Når  $Eh > 300\text{mV}$  er jorden aerob fordi løst oksygen er tilgjengelig (figur 1.4) (Kadlec & Knight, 1996, pp. 70-73).

pH vil også påvirke reksjonene da den påvirker formen de ulike stoffene opptrer og er potensialbestemmende for ioner (Manahan, 1994). Figur 1.5 viser forholdet mellom Eh og pH i Pourbaix diagram (pE-pH diagram) for jern.



FIGUR 1.4 SKJEMATISK FREMSTILLING AV BIOKJEMISKE SONER OG TILHØRENDE FORM MED AVTAGENDE REDOKSPOTENSIALE OG ØKENDE DYBDE (MANAHAN, 1994).



FIGUR 1.5 POURBAIX-DIAGRAM FOR JERN SOM VISER FORHOLDET MELLOM pE OG pH (MANAHAN, 1994).

## 1.3 Forventet renseeffekt

Følgende delkapittel er en gjennomgang av forventet renseeffekt i umettet sone på ulike parametere tilknyttet avløp. Tabell 1.3 gir forventet renseeffekt for åpen infiltrasjon.

TABELL 1.3 FORVENTET RENSEEFFEKT VED HURTIGINFILTRASJON (U. S. EPA, 1981, 2006; KRAFT OG RASMUSSEN, 1998; POUND OG CRITES 1973; POUND ET AL., 1978).

Parameter	% rensing	Utløpskonsentrasjon
SS	>95	<5 mg/l
BOF	>95	<10 mg/l
KOF	>95	<15 mg/l
Fosfor (tot-P)	70-99	< 1 mg/l
Nitrogen (tot-N)	30-70 (50 i snitt)	<35 mg/l
NH <sub>4</sub> (Ammonium)	>90	
Smittestoffer	99.99+	<1 per 100 ml

### 1.3.1 Organisk materiale

En stor andel organisk materiale fanges opp i biohuden hvor det blir brutt ned (mineralisert) ved følgende prosess:

Løst oksygen + organisk materiale = CO<sub>2</sub> + biologisk vekst

Som vi ser fra ligningen er dette en aerob prosess og oksygentilgang er essensielt for at prosessen kan gjennomføres. Organisk materiale som er løst i vannet vil også mineraliseres av samme prosess, men denne andelen vil kunne trenge lengre ned i massene. SS og BO er som regel redusert til henholdsvis 2 og 1 mg/l etter 1,5 m med infiltrasjon (U. S. EPA, 1981). Under de rette forholdene skal full mineralisering oppstå ved hjelp av mikroorganismene i biohuden og de underliggende massene (Mæhlum, et al., 2011).

Uvanlig høy eller lav pH, lave temperaturer, og høyt saltinnhold vil i midlertid redusere renseeffekten på organisk materiale da de senker mikroorganismenes aktivitet (Kadlec & Knight, 1996). I tillegg vil nedbrytning skje raskere i sommerhalvåret grunnet tilgang til lys (fremmer bl.a. algevekst).

Høy belastning av organisk materiale kan gi gjennombrudd/gjennomstrømming. I likhet med filter i konvensjonelle anlegg kan forhold oppstå hvor makroporesystemet kan bli utsatt for kanaldannelser grunnet tildekking av organisk materiale. Vannet renner fortere gjennom til grunnvannet med redusert kontaktflate mot mineralene så vel som redusert kontakttid. Dette kan resultere i nedsatt renseevne.

### 1.3.2 Fosfor

Fosfor er en viktig komponent for å tillate cellevekst og er dermed en viktig ressurs som blant annet Gjødse. I avløp kan fosfor, ved utslipp til resipient, forårsake stor algeoppblomstring med påfølgende eutrofiering. En konsentrasjon på 30 µg/l fosfor kan stimulerer algevekst (Ødegaard, 2012). For grunnvann vil fosforinnhold kun ha påvirkning når grunnvannet når tilknyttet overflatevann (Dubrovsky, 2010).

Avløpsvann kan ha opp mot 9000 µg/l fosfor. Ved høye konsentrasjoner kan også fosfor utgjøre helseisiko, men i utgangspunktet er krav til rensning gitt ut ifra et hensyn til resipientkvalitet og økosystem. I USA har det vært stor oppblomstring av alge grunnet svært høy fosforkonsentrasjon i avløpsvann på grunn av vaskemidler. Dette er i midlertid avtakende da fosfor ikke lengre brukes i samme omfang. I Norge brukes sjeldent fosfat i vaskemidler.

Partikkelbundet fosfor vil bli holdt tilbake både i forbehandling og gjennom filtrering i øverste lag av filteret og fjernes dermed mekanisk. Hovedparten av fosforet opptre imidlertid som løst ortofosfat og det er primært de kjemiske prosessene i løsmassene som hindrer utlekking av fosfor til resipienten, grunnvannet (Jenssen, et al., 2006).

Kretsløpet til fosfor i jorden er komplekst og involverer en kombinasjon av prosesser og reaksjoner basert på fosfatenes form og de fysiske og kjemiske forhold i jorden.

Fysiske forhold som kontaktflate, både med hensyn til kornstørrelse og struktur, så vel som størrelse på umettet sone har stor effekt på hvor mye fosfor som kan bindes i jorden (Robertson, 2008). Kontaktflate mellom løst fosfor og mineralene kan bli nedsatt av tildekning av jordpartiklene grunnet høy belastning med organisk materiale eller høy grad av biologisk vekst (U. S. EPA, 1981). Dette har stort sett sammenheng med tilgjengelig kontaktflate. Rysteforsøk utført av Grøtrud og Linbak (1981) viser at bindingsevne til en jordtype avtar eksponentielt med økende kornstørrelse med kornstørrelser under 0,063 mm som sørget for 90% av bindingen (Berg & Klavenes, 1993). Kontaktflate kan også reduseres grunnet tildekning av organisk materiale (Westby, et al., 1997). Temperatur kan også ha en effekt da det påvirker reaksjonshastigheten. Lave temperaturer om vinteren kan resultere i 5-10% mindre binding (Westby, et al., 1997).

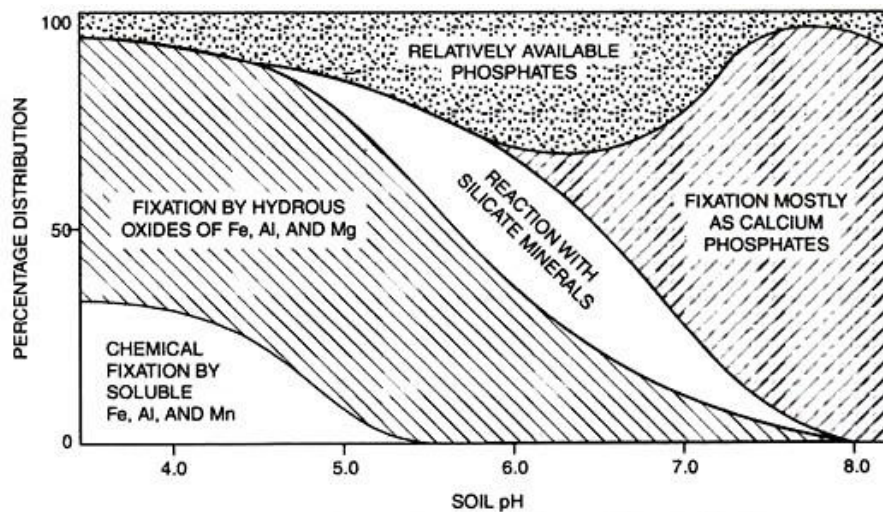
De kjemiske forholdene som påvirker reaksjonene er sammensetningen av jorden (mineral/metall innholdet), pH, redoksforhold og egenskapene til adsorbenten (fosfor) og adsorbatet (jordpartiklene som adsorbenten festes på) (Manahan, 1994). Reaksjoner som sorpsjon (fosforen trenger inn i en motsatt ladd partikkel), absorpsjon (fosforen binder seg på mineraloverflaten), ionebytte (fosfat ioner byttes ut med ioner på mineraloverflaten) og mindre grad felling (to eller flere komponenter felles ut av løsningen ved at de danner et nytt stoff) bidrar alle til å immobilisere fosforen i løsmassene.

Absorpsjon er en reversibel prosess og gir svake bindinger. Den er svært avhengig av konsentrasjonen i løsningen. Ca. 20% av bundet fosfor kan løses av ionefattig «rent vann» etter 6-12 timer gjennomstrømning og vil videre løses ut med økende hastighet. Sorpsjon gir sterkere bindinger, men krever mer tid for at reaksjonene skal opptre. Ved sorpsjon dannes krystallinske mineraler med amorfe strukturer. Disse holdes stabile så lenge pH og redoks holdes konstant (Kadlec og Knight, 1996). Utfelling skjer når løselighetsproduktet på overflaten til en adsorbent overskrides. Det er usikkert hvor viktig utfelling er i kortere perioder. Robertson fant i sin overvåkning over 16 år at felling ikke oppstod i noen målbar grad. Det kan allikevel være at den er sentral i lengden for immobilisering av fosfor (Robertson, 2008). Det er blitt gjort laboratorieforsøk som har lengre kontakttid (48 timer) som viser at sorpsjon øker med 10-50% (Drizo, et al., 2008).

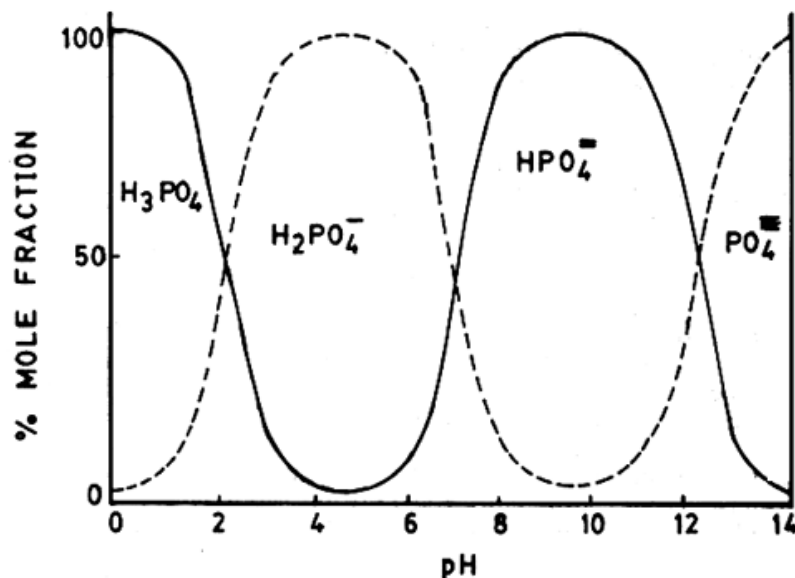
Mineralkomposisjon med hensyn til Fe- og Al-oksider, hydroksider og kalsiumforbindelser har stor påvirkning på opptaket da disse reagerer med ortofosfatene. Jern- aluminium- og kalsiumforbindelsene i jord reagerer med fosfat og danner oksider. Ved de rette forholdene kan utfelling av jern-, aluminium- eller kalsiumfosfater også forekomme. Hvilke forbindelser som dominerer er avhengig av pH da både

fosfatformen og bindingsmediet (Fe, Al, Ca) er forbundet med hvilken pH jorden har (se figur 1.6). pH ligger som regel under 7 i norske jordsmonn og det er ofte forbindelsene med jern og aluminium som dominerer. Ved pH over 7 vil reaksjoner med Ca dominere. Redokspotensiale vil også påvirke bindingsevne med spesielt hensyn til Jern.  $\text{Fe}_3$ -hydroksider binder sterkere til fosfationer enn  $\text{Fe}_2$ . Oppstuvning av avløpsvann i bassenget kombinert med biologiskrespirasjon kan føre til reduserte forhold i toppsjiktet med økende omfang. Dette kan resultere i utlekking av tidligere bundet fosfor da redokspotensiale er redusert og forbindelsene oppløst.

I undersøkelser gjort av fosfor i mettet sone ser man tegn til en større grad av immobilisering grunnet utfelling (Eveborn, 2013). Det er derfor blitt antatt at effekten på fosfor er langt mer effektiv i mettet sone og sannsynligheten for utlekking til sekundærresipient er svært redusert med økende avstand fra infiltrasjonspunkt til overflatevann (Eveborn, 2013; Robertson, 2003).



FIGUR 1.6 ADSORPSJON AV FOSFAT I FORHOLD TIL pH (HAVLIN ET AL., 2005).



FIGUR 1.7 FORMER FOR ORTOFOSFAT MED ØKENDE pH (BOYD, 2015).

Jordens evne til å ta imot og holde på fosfor er knyttet til stabilitet rundt reaksjonsforholdene. Variasjoner i oksygentilgang (senkning av redoks), pH-svingninger og tilførsel av ionefattig vann vil alle skape ustabile forhold med mulig utlekking av fosfor til grunnvannet og dermed redusert renseseffekt.

Resultater fra flere anlegg viser i midlertid en renseseffekt på over 90% for fosfor og at denne typen anlegg egner seg godt for fosforfjerning med god drift (Pound, et al., 1978). Evne til å rense fosfor er i midlertid mengdeavhengig og de kjemiske rensesprosessene forbundet med adsorpsjon og felling som er instrumentale i å fjerne fosfor vil ha en begrenset levetid avhengig av bindingskapasiteten og volumet av jorden. De biologiske prosessene som bidrar til fjerning av organisk materiale og nitrogen (N) er ubegrenset (Jenssen & Siegrist 1990). Om anlegget er dimensjonert korrekt med hensyn til forholdet mellom belastning og kapasitet (hydraulisk funksjon) antas det at de biologiske rensesprosessene er intakte (Palm, et al., 2012). Levetiden for åpne JBA er avhengig av den kjemiske bindingskapasiteten. Det antas at godt driftede anlegg vil ha en levetid opp mot 30 år (Naturvårdsverket, 1991).

### 1.3.3 Nitrogen

Organisk bundet N i avløpsvann skyldes proteiner i kostholdet og utskilles via urin (urea,  $\text{H}_2\text{NCONH}_2$ ). I utgangspunktet opptrer N som  $\text{NH}_4^+$ , men etter hvert vil det, i økende grad, gå over til  $\text{NH}_4^+$  (ammonium) (Ødegaard, 2012, pp. 143-145). For anlegg der kapittel 14 av forurensingsloven er gjeldende kan det stilles krav til rensing av nitrogen. Det er i midlertid ikke satt krav til dette i infiltrasjonsanlegg.

Åpne JBA systemer har flere prosesser som påvirker nitrogen: opptak via planter, nitrifikasjon og videre denitrifikasjon, ammoniumavdampning (organiskbundet N til  $\text{NH}_4^+$ ) og adsorpsjon i jorden. Der nitrifisert nitrogen når grunnvann (mettet sone) vil de anaerobe tilstandene der bidra til total denitrifikasjon før grunnvann når sekundære resipient. I umettet sone vil man kunne oppnå denitrifikasjon under følgende forhold: God tilgang til organisk materiale, høy CEC, pH 6-7, veksling mellom aerob og anaerobe forhold, og temperaturer mellom 10-20 grader. Forsøk i USA med etterpolering har vist lavere effekt på N på grunn av manglende organisk materiale (Lance, et al., 1980).

Oksidasjon-reduksjon (redoks) vil forårsake at organisk bundet N i økende grad går over i  $\text{NH}_4^+$  (Ødegaard, 2012).  $\text{NH}_4^+$  oksiderer til  $\text{NO}_3^-$  nitrat via nitrifikasjon, mikrobiologisk nedbrytning i biohuden og videre ned i løsmassene. Nedbrytningen er avhengig av tilgang til oksygen.  $\text{NO}_3^-$  er negativt ladd og er dermed mobil da den ikke binder seg til negativt ladde jordpartikler. Om ikke  $\text{NO}_3^-$  befinner seg i forhold som tillater denitrifikasjon vil  $\text{NO}_3^-$  strømme ut i grunnvann.

For at denitrifikasjon skal oppstå kreves det anaerob eller anoksiske forhold. Når oksygen ikke er tilgjengelig vil nedbrytere som forbruker oksygenet bundet til  $\text{NO}_3^-$  kunne florere. Dette resulterer i omdannelse av nitrater til nitrogen gass  $\text{N}_2$ . Slike reaksjoner kan ha en effekt på pH da denitrifikasjonsprosessen bidrar til å senke pH i massene (Kadlec & Knight, 1996).

I åpne JBA vil det gjerne være god tilgang til oksygen enten i drift eller i avvekslingsperioder. I biohuden kan det allikevel oppstå anaerobe mikrosoner hvor nitrogenet kan fjernes. Jordbaserte anlegg vil dermed alltid fjerne noe nitrogen, men den totale rensesgraden på nitrogen er avhengig av syklusen av anaerobe og aerobe forhold. Det er mulig å oppnå 80% fjerning av nitrogen i åpne JBA gitt riktig forhold, men tilrettelegging for de-nitrifisering kan ha en negativ effekt på andre prosesser som nedbrytningen av organisk materiale (Kraft & Rasmussen, 1998; Jenssen, et al., 2006).

#### 1.3.4 Smittestoffer

Sykdomsfremkallende organismer (parasitter, bakterier og virus) vil holdes tilbake i de fleste jordarter samt i biohud dannet på toppen av filterflaten med avtagende effektivitet tilknyttet størrelse.

Mekanismene som bidrar til rensing er både kjemisk, biologisk og fysiske. Fysisk tilbakeholdelse i biohud og løsmassene, organisk nedbrytning fra mikroorganismer og absorpsjon til partiklene bidrar alle til å rense avløpet for patogener. Hvilken av disse funksjonene som dominerer er avhengig av størrelse og egenskaper til de ulike smittestoffene. Best tilbakeholdelse er påvist i jordmasser som har mye finstoff. Slike jordmasser har små porer og stor kontaktflate per m<sup>3</sup>. Dette gir god oppholdstid og kontaktflate slik at rensesprosessene kan oppstå. I slike jordarter er det påvist at avløpsvann kan være fri for smittestoff som termotolerante koliforme bakterier etter å ha perkolert gjennom ca. en meter med jord (Westby, et al., 1997). For åpne anlegg som utsettes for høy belastning og baserer seg på hurtiginfiltrasjon er tilbakeholdelse og nedbrytning av smittestoffer mindre effektivt enn ved infiltrasjonssystemer som benytter finere løsmasser og mindre belastning (U.S. EPA, 2006). Det er allikevel forventet svært høy rensesgrad på smittestoffer gitt tilstrekkelig oppholdstid og kontaktflate.

##### 1.3.4.1 Parasitter

Infiltrasjon er spesielt effektiv mot parasitter og deres egg da de er betydelig større enn bakterier og virus. Parasitter som *Gardia*, *Ascarsis* (rundorm) og *Cryptosporidium* holdes effektivt tilbake i det øverste slamlaget. Under gode forhold kan, spesielt eggene, av slike parasitter overleve i slamlagene i flere år og understreker behovet for god slamhåndtering (Crites & Reed, 2000).

##### 1.3.4.2 Bakterier

Ved et overvåkningsprogram over 5 år ved Hannover infiltrasjonsanlegg i New Hampshire ble alle koliforme bakterier holdt tilbake i de øverste 1,5 m av løsmassene. Det ble observert at 90% av bakteriene døde innen de første 48 timene og de resterende 10% ble inaktivert i løpet av 2 uker (U.S. EPA, 2006).

##### 1.3.4.3 Virus

For virus er det primært adsorpsjonsprosesser som fanger opp smittestoffene. Det er dermed en underliggende fare at virus kan bli utsatt for desorpsjon ved tilsetning av ionefattig vann (regnvann). Kolonneforsøk utført av Lance & Gerba (1980) viste at ved desorpsjon ble virus re-adsorbent i underliggende masser og at virus ble igjen i det øverste 0,6 m av kolonnen selv med belastning opp mot 12 m/døgn (U. S. EPA, 1981). Smittefare til grunnvannet er størst fra virus som kan trenge lengre ned i løsmassene enn bakterier og parasitter. Dette kan tyde på at virus trenger dypere ned, grunnet liten størrelse, enn bakterier og parasitter. Tilstrekkelig umettet sone vil sikre mot mulig kontaminasjon.

Ved kontakt med grunnvann er det tegn til tilbakeholdelse (i mettet sone), med grunnlag i forsøk gjort med virus (bakteriofager S.t 28B) i morene (Said, 2016).

## 1.4 Løsmassenes og områdetets egnethet til renseanlegg

Når avløp er tilført jordoverflaten spiller flere egenskaper og forhold inn på hvordan og hvor fort vannet trenger inn eller infiltrerer i grunnen. Forholdene som avgjør om belastet vann forsvinner er avhengig av løsmassenes gjennomsnittlige kornstørrelse, kornfordeling, grad av pakning, vanninnhold samt forhold tilknyttet grunnvannsnivå og gradient. Sammen avgjør disse forholdene ledningsevne (m/døgn) og hydrauliske kapasitet ( $m^3/døgn$ ) til løsmassene i undersøkt område.

For å vurdere løsmassenes egnethet til å ta imot avløp må område vurderes på grunnlag av geologiske undersøkelser.

### 1.4.1 Geologiske undersøkelser

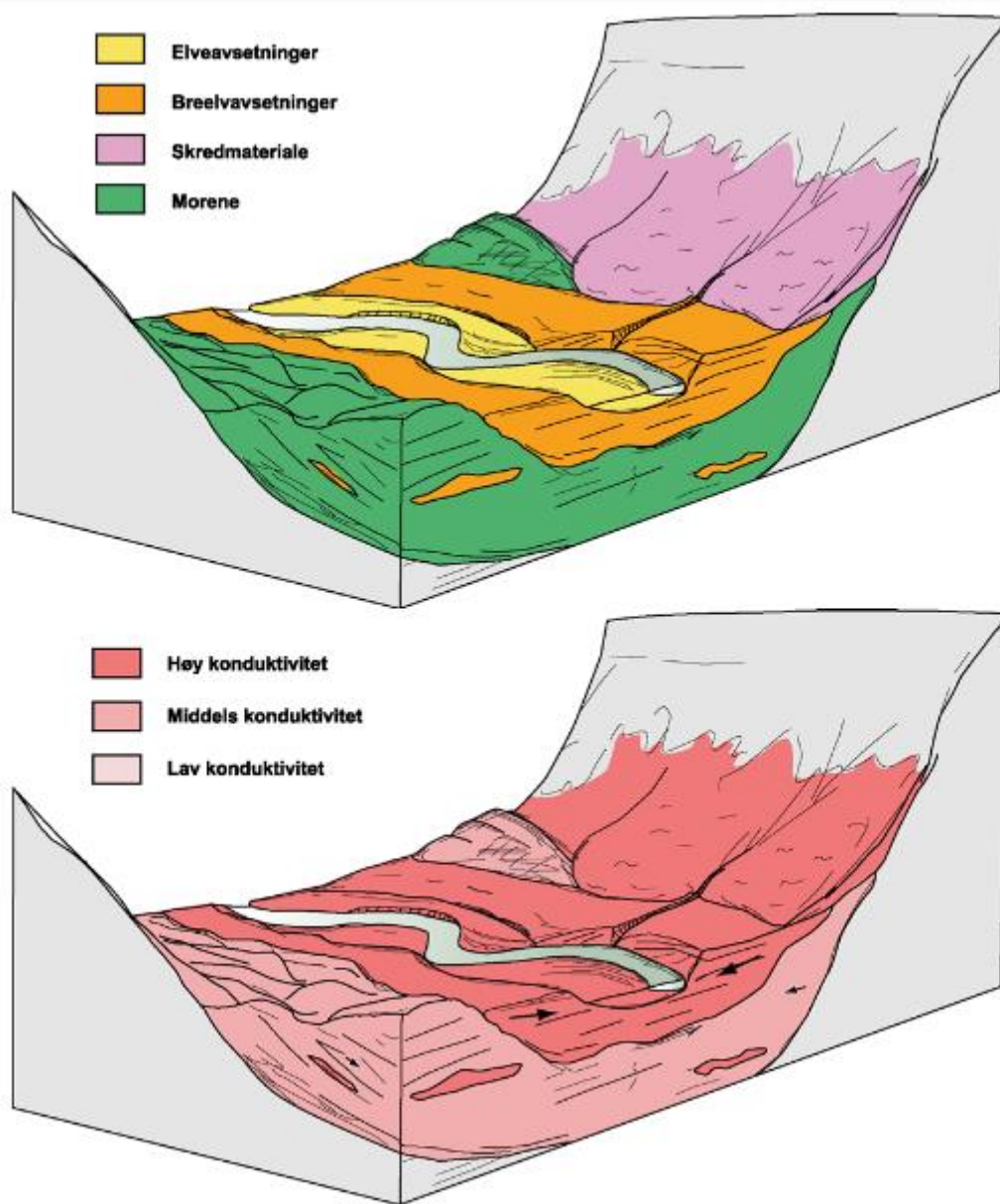
Ved vurdering av infiltrasjon som rensemetode er undersøkelse av området løsmasser nødvendig og avgjørende før etablering av et eventuelt anlegg (Hensel, 2013). Geologiske undersøkelser som bør foretas er følgende:

- kvartærgeologisk kartgrunnlag og lokalisering av egnete løsmasseforekomster for nærmere undersøkelse
- befarings med vurdering om området egner seg for videre undersøkelser
- georadarmålinger/geofysikk som gir informasjon om variasjoner i sammensetning og lagdeling i løsmassene
- boring/sjaktning med uttak av jordprofiler og jordprøver samt infiltrasjonstest
- kartlegging av grunnvannsforhold, avstand til grunnvannet inklusiv årstidsvariasjoner, gradient og strømningsretning.

Løsmassene ble stort sett dannet etter siste istid i perioden som kalles Kvartær. Derfor er fagbegrepet for løsmasser kvartærgeologi. Kvartære landskapsformer kan være morene i jevne dekker eller i rygger, sand og grus fra breelv i terrasser, ryggformer eller som strandlinjer, eller skredvifter av løsmateriale langs foten av fjell (Gundersen & Bryhni, 2015).

I utgangspunktet er det de godt sorterte løsmassene med tilstrekkelig metning som stammer fra breelvvavsetning og elveavsetninger som egner seg best for åpen infiltrasjon. Disse massene består ofte av godt sortert sand og grus som gir god ledningsevne og kan derfor ta imot mye vann (se figur 1.8). I tillegg kan andre sedimentære løsmasser som strandavsetninger og forvittringsmateriale være aktuelle (Westby, et al., 1997).





FIGUR 1.8 TYPISK OPPBYGGING AV AVSETNINGENE I ET DALFØRE I INNLANDET OG TILHØRENDE KONDUKTIVITET (LEDNINGSEVNE). PILENE INDIKERER STRØMMINGSRETNING OG HASTIGHET (RELATIV TIL STØRRELSE) AV GRUNNVANNET. (NGU).

Ved lokalisering av egnete løsmasser må nærmere undersøkelser foretas for å avdekke særforholdene til det aktuelle området. Grunnforhold som oppstikkene fjell, tettlag, tettpakkede løsmasser, aurhelle og/eller dårlig sorterte løsmasser gir alle redusert evne til å lede bort vannet. Slike lokale variasjoner vil være avgjørende for de hydrauliske egenskapene til løsmassene. Følgende er en gjennomgang av hvordan de ulike grunnundersøkelsene gir mulighet til å avgjøre områdets egnethet for infiltrasjon:

- **Befaring** gir en overfladisk vurdering om området egner seg for infiltrasjon og om mer omfattende undersøkelser skal foretas.
- **Georadarmålinger** gir informasjon om variasjoner i sammensetning og lagdeling i løsmassene og hvor grunnvann og tettemasser (som grunnfjell eller tettpakket morene) befinner seg i forhold til terrengnivå. Vurdering av sammensetning gir innledende grunnlag til å vurdere hvilke variasjoner

i ledningsevne (permeabilitet) massene kan ha. Kunnskap om grunnvannsnivå og tettemasser kan brukes i vurdering av hydraulisk kapasitet.

- **Boring/sjaktning** med uttak av jordprofiler og jordprøver gir mer konkret informasjon om sammensetning og lagdeling, men kun i det punktet undersøkelsen foretas. Jordprøver tatt fra sjaktning eller boring kan analyseres via sikteprøve for å vurdere kornfordeling som videre kan brukes til å vurdere ledningsevne. Ved selve boring/sjaktning vil motstand under borre-/graveprosessen og gi informasjon om sammensetningen med hensyn til pakning av løsmassene.
- **Infiltrasjonstest** i sjakt eller utgravd basseng og korte infiltrasjonsprøver kan brukes for å fastsette ledningsevne. Ved infiltrasjonstester over lengre tid kan også hydraulisk kapasitet fastsettes.
- **Bruk av peilerør** til kartlegging av grunnvannsforhold, avstand til grunnvannet inklusiv årstidsvariasjoner, gradient, og strømningsretning.

#### 1.4.2 Hydrauliske egenskaper

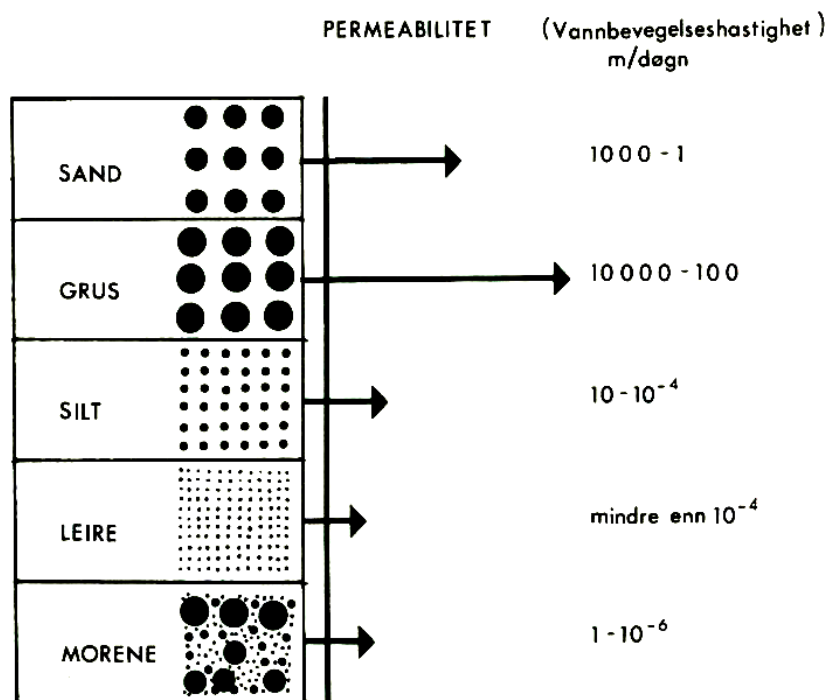
Basert på de geologiske undersøkelsene kan resultat fra målinger og tester brukes sammen med jordprøver for å vurdere de hydrauliske egenskapene. Egenskaper som hydraulisk ledningsevne, hydraulisk kapasitet og infiltrasjonskapasitet er avgjørende for infiltrasjonsanleggets hydrauliske funksjon.

Følgende hydrauliske egenskaper er avgjørende for området egnethet for infiltrasjon (Hensel, 2013):

- **Hydraulisk ledningsevne, konduktivitet, k-verdi (m/døgn):** Kornfordeling og lagringsfasthet (hvor kompakt massene er) påvirker ledningsevne.
- **Hydraulisk kapasitet (m<sup>3</sup>/døgn):** Løsmassenes evne til å lede bort vann. Overgår belastningen jordens kapasitet vil grunnvann stige over akseptabelt nivå da vannet blir tilført fortere enn det ledes bort.
- **Infiltrasjonskapasitet (liter/m<sup>2</sup> og døgn):** Kapasiteten til jorden/filterflaten til å motta og infiltrere vann.

##### 1.4.2.1 Hydraulisk ledningsevne

Store åpne anlegg med høy belastning krever grunnforhold med høy hydraulisk ledningsevne slik at vannet har mulighet til å filtrere ned i grunnen over et gitt areal. Slike grunnforhold oppstår gjerne der løsmassene består av godt sortert jordarter som sand og grus (figur 1.9). Vurdering av jordarten gir innledende kunnskap om mulig ledningsevne i området som undersøkes.



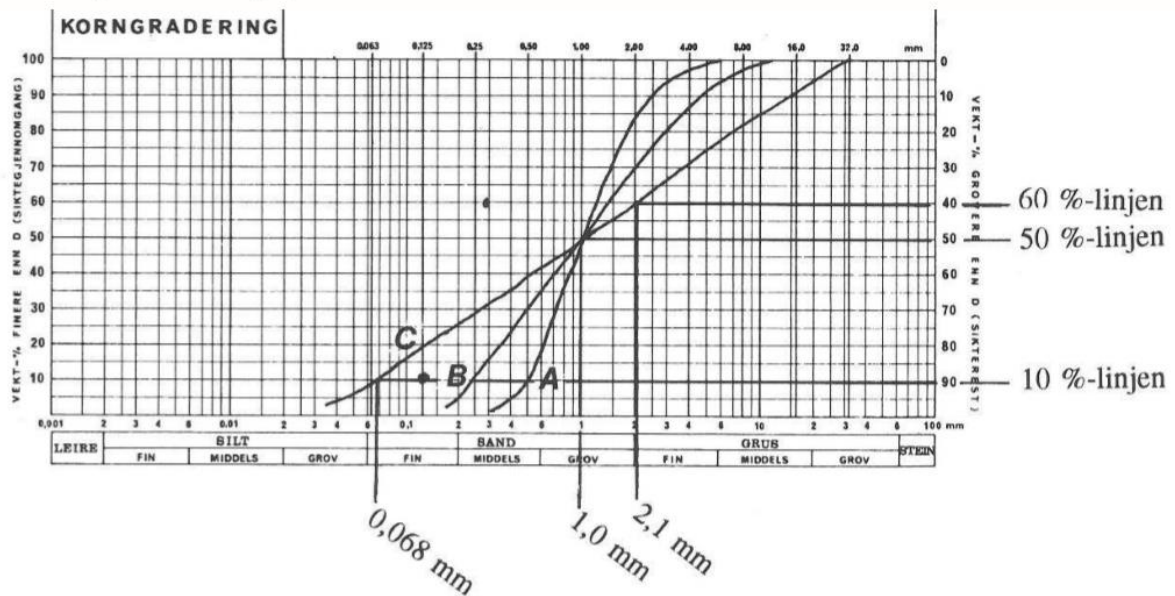
FIGUR 1.9 VARIASJONER I VANNGJENNOMSTRØMNINGSHASTIGHET (HYDRAULISK KONDUKTIVITET) I ULIKE JORDARTER (SGK).

Jord består av partikler av ulik størrelse. Disse størrelsesandelene (kornfordeling) beskriver hvilken jordart prøven tilhører. Jordarter vurderes ut ifra følgende regel: Den kvantitativt største fraksjon (partikkelgruppe, som sand) nevnes i substantivform. De øvrige fraksjonene tas med i adjektivform etter minkende prosentandel. Ved små fraksjoner nevnes ikke fraksjonstørrelsen (Mæhlum, et al., 2009). Vurdering av sorteringsgrad og påfølgende artsbestemmelse kan gjøres ved bruk av en kornfordelingskurve som illustrert i figur 1.10.

Godt sorterte jordarter som sand og grus vil gjerne ha bedre ledningsevne en dårlig sortert masser som morene, selv med lavere korndiameter (Jenssen, 1983). Ledningsevne (K) kan beregnes ved bruk av Hazens formel (Mæhlum, et al., 2009):

$$K=1000*d_{10}^2$$

Formelen gjelder når sorteringsforhold  $d_{60}/d_{10}$  er under 5, der  $d_{10}$  og  $d_{60}$  er den største kornstørrelse de minste 10% faller under og den største størrelsen 60% av kornene faller under, som illustrert i figur 1.10.



FIGUR 1.10 KORNFORDELINGSKURVE MED AVMERKING AV  $D_{10}=0,068\text{MM}$ ,  $D_{50}=1\text{MM}$  OG  $D_{60}=2,1\text{MM}$  (MÆHLUM ET AL. 2009).

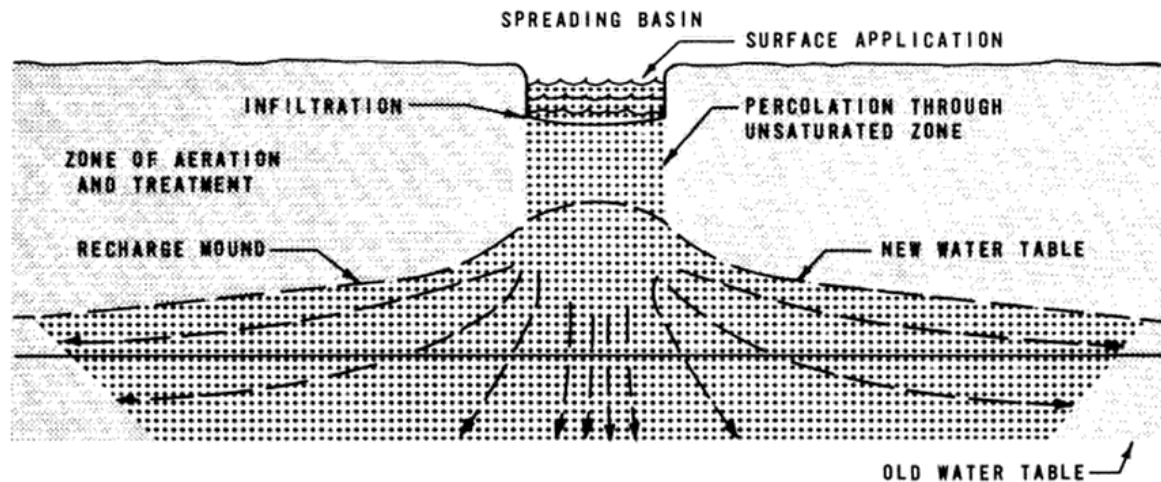
Jordprøver og annen informasjon ved boring/sjaktning gir kun punktvis innblikk i områdets grunnforhold og er ikke nødvendigvis representativ for området som helhet. Det er derfor en fordel at undersøkelser består av flere sjakter og borepunkt for å kunne vurdere området i sine helhet. I tillegg til jordprøver er infiltrasjonsprøver essensielle da de gir empirisk data om ledningsevne og kan bekrefte om ledningsevne basert på sikteanalyse er korrekt. En infiltrasjonstest kan være i liten skala over kort tid som gir punktvis bekreftelse på ledningsevne. Fullskala infiltrasjonstester over et større areal og over lengre tid gir et bedre grunnlag for vurdering av områdets gjennomsnittlige ledningsevne. Observasjoner, særlig fra fullskala tester som er utført over tilstrekkelig tid, gir mulighet til å vurdere hydraulisk kapasitet.

#### 1.4.2.2 Hydraulisk kapasitet

Åpne JBA anlegg er betydelig høyere belastet enn lukket infiltrasjonsanlegg, derfor brukes ofte betegnelsen hurtig infiltrasjon (rapid infiltrasjon) i sammenheng med denne teknologien. For lukket infiltrasjon belastes massene med mellom 10-50 l/m<sup>2</sup>/døgn kontra 100-400 l/m<sup>2</sup>/døgn for åpne anlegg. En konsekvens av høy belastning er dannelse av en grunnvannskul eller oppstuvning. Om belastning overskrider den hydrauliske kapasiteten vil tilført vann stuve opp i anlegget og anlegget vil oversvømmes. Denne oppstuvning er avhengig av forholdet mellom belastning og massenes evne til å lede bort vann (hydraulisk kapasitet). Ved dimensjonering vil en dermed sette en belastning som kun resulterer i en akseptabel oppstuvning som sikrer umettet sone.

For at den hydrauliske kapasiteten skal være god må grunnvannsgradienten være slik at vannet føres bort fra området under infiltrasjonsanlegget. Godt egnede masser med god ledningsevne uten gradient vil ha lavere hydraulisk kapasitet. Ved mye oppstuvning vil grunnvannskulen skape sin egen gradient som sprer kulen ut i massene. I tillegg er det viktig å avklare gradient for å bedømme strømningsretning på grunnvannet. Strømningsretning kan og bør også kartlegges i felt ved bruk av peilebrønner. Gradienten regnes som regel ved avstanden til resipient delt på høydeforskjell mellom resipient og infiltrasjonsområdet. Dette gjelder om grunnvannsnivået følger terrenget. Der gradienten ikke er åpenbar

fra terreng kan gradienten settes ved hjelp av den hydrogeologiske trekanten (Statens forurensningstilsyn, 1986). Figur 1.12 viser hvordan tilført vann resulterer i oppstuvning.



FIGUR 1.11 OPPSTUVING VED INFILTRASJON (POUND & CRITES, 1973).

Beregning av mulig belastning må ses i sammenheng med muligheten for oppstuvning. Der det er stor avstand til grunnvann kan en tillate høyere oppstuvning og dermed høyere belastning. Hydraulisk kapasitet beregnes på følgende måte (Statens forurensningstilsyn, 1986):

$$Q = KMI/B$$

der Q er den hydrauliske kapasiteten  $m^3/m^2 \cdot d\text{øgn}$ ,

K = hydraulisk ledningsevne, K-verdi (m/døgn),

M = tykkelsen av de vannførende massene (oppstuvningen) som velges ut ifra det som er akseptabelt for å tilstrekkelig umettet sone,

I = grunnvannsgradienten, og

B = bredden på belastningsarealet/infiltrasjonsanlegget i forhold til strømningsretning.

Hydraulisk kapasitet er, per denne beregningsmetoden, svært avhengig av bredden belastningsarealet i forhold til strømningsretning. Dette beskrives nærmere i kapittel 1.5 som omhandler utforming av åpne infiltrasjonsanlegg.

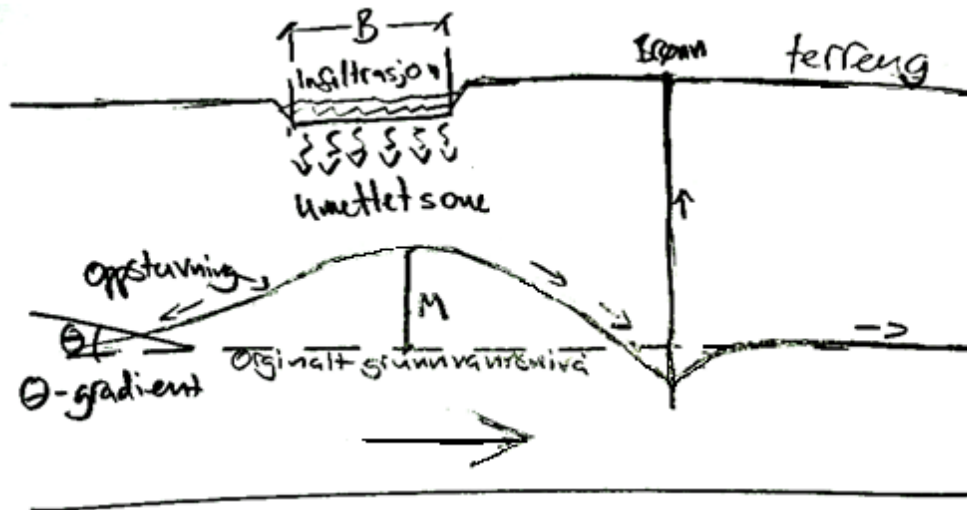
#### 1.4.2.2.1 Grunnvannsnivå

Grunnvannsnivået er essensielt for å vurdere hvilken mengde oppstuvning som fortsatt vil gi tilstrekkelig umettet sone under anlegget. I USA er det anbefalt et minimum på 3-4,5 m mellom filterflate og oppstuvet grunnvann (EPA, 2002). I Norge har det blitt anbefalt et minimum på 6-10 m (Robertsen, 1995; NEVA/Jordforsk, 2002; Kraft & Rasmussen, 1998). Det er imidlertid litt uklart om det menes ut ifra original grunnvannsstand eller beregnet/observert oppstuvning.

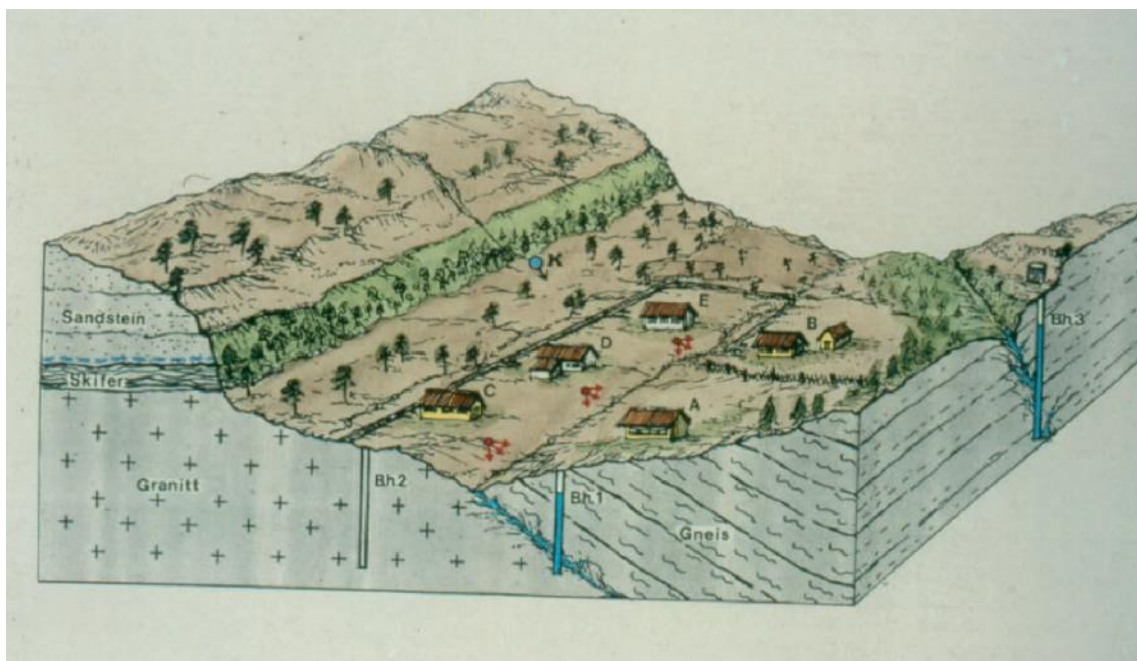
Sesongvariasjon i grunnvannsnivå for sand- og grusforekomster er stort sett lave (Jenssen, et al., 2010). Ved dimensjonering må det tas hensyn til maksimalt grunnvann som utgangspunkt ved dimensjonering.

#### 1.4.2.2.2 Grunnvannsressurser i nærområdet

Ved betydelig inntak eller uttak av vann i jordmasser vil grunnvannsstrømmen kunne påvirkes. Det er derfor viktig å ta hensyn til hvilken effekt et infiltrasjonsanlegg vil ha på grunnvannsgradienten. I tillegg vil også uttak påvirke gradienten. Det er derfor også viktig å ta hensyn både til områdets eksisterende grunnvannsressurser samt fremtidige uttak. Innvirkning av tilførsel og uttak på grunnvannsgradienten er illustrert i figur 1.13. Påvirkning reduseres ved avstand og beliggenhet i forhold til strømningens retning (Jenssen, et al., 2010). Figur 1.14 viser hvordan infiltrasjon av avløp kan påvirke uttak nedstrøms.



FIGUR 1.12 SKISSE AV HVORDAN BELASTNING OG UTTAK PÅVIRKER OG FORANDRER GRUNNVANNSTAND OG GRUNNVANNSGRAIDENTEN. PILENE VISER STRØMNINGSRETNING. DEN NEDERSTE LINJEN INDIKERER TETTEMASSER. (IMP)

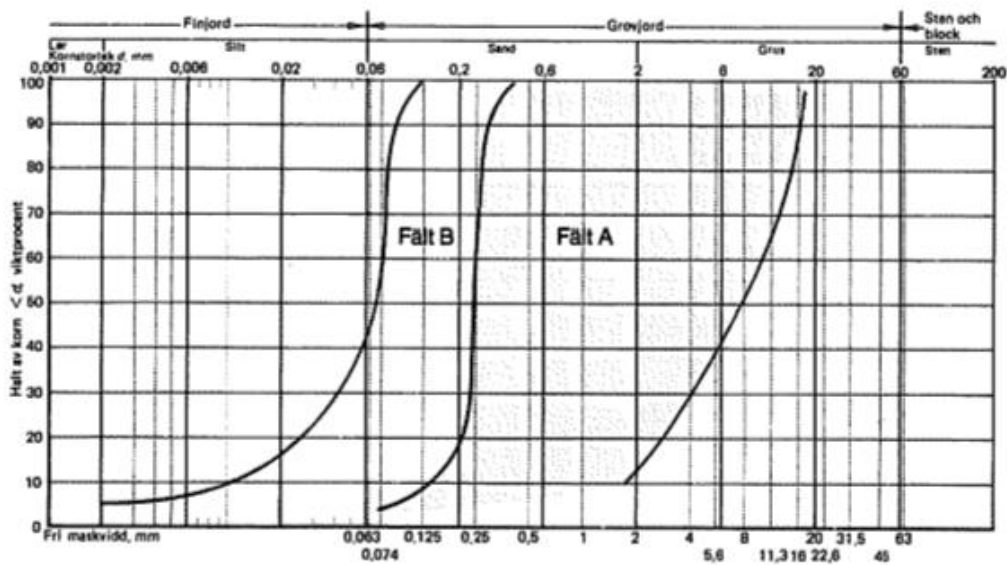


FIGUR 1.13 ILLUSTRASJON AV GRUNNVANNSKONTAMINASJON NEDSTRØMS VIA INFILTRASJONSANLEGG (RØDT) TIL ELV TIL BRØNNUTTAK (Bh.1) (MÆHLUM ET AL., 2009).

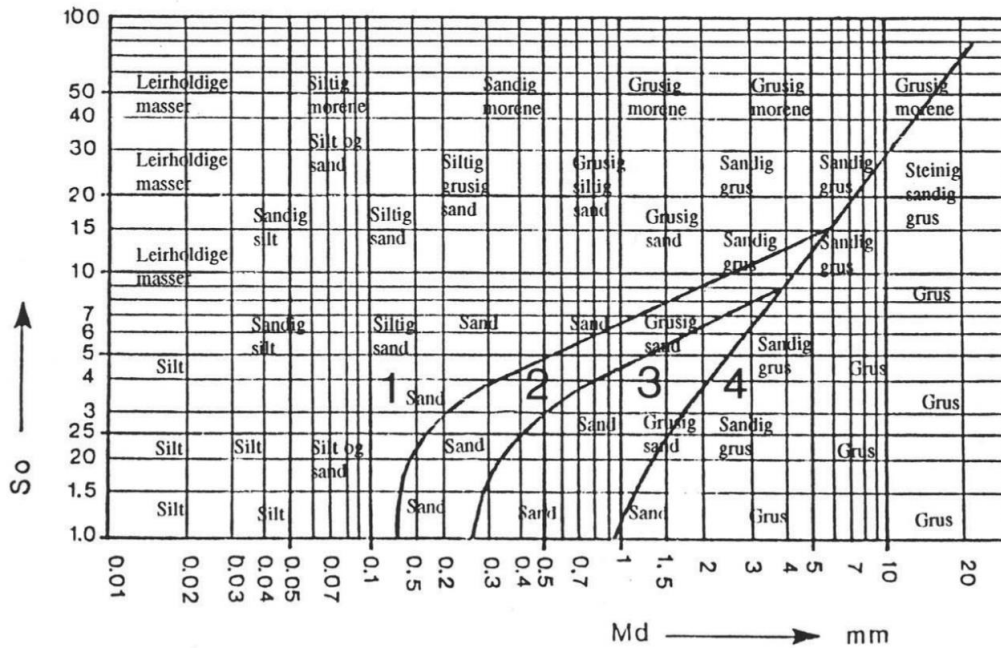
### 1.4.2.3 Infiltrasjonskapasitet

Infiltrasjonskapasitet for vann fritt for partikler (rent vann) er svært annerledes fra infiltrasjonskapasiteten ved tilførsel av avløp. Over tid vil tilført avløp føre til oppbyggingen av slam samt organisk vekst (alger, bakterier, protozoer) som vil redusere denne kapasiteten. Infiltrasjonskapasitet for avløpsvann er derfor gjerne vurdert på basis av klassifikasjon tilknyttet jordtype.

Ved bruk av jordtype til dimensjonering av åpne JBA bruker gjerne veiledere klassifikasjoner basert på kornfordelingskurve eller jordtype (se figurene 1.14-1.15) (Statens forureningstilsyn, 1986; Naturvårdverket, 1991). Klassifikasjonsdiagram under er fra den Svenske (*Rening av hushållsspillvatten*) og Norske veilederen (*TA611 veiledning ved bygging og drift av større infiltrasjonsanlegg*). Disse brukes innledende for å vurdere infiltrasjonskapasiteten, men andre hensyn som forbehandling og belastningsperioder påvirker den endelige dimensjonerende infiltrasjonskapasiteten. Dette beskrives nærmere i delkapittel 1.5.



FIGUR 1.14 DIMENSJONERINGSKLASSER FRA DEN SVENSKA VEILEDEREN (NATURVÅRDSVERKET, 1991).



FIGUR 1.15 DIMENSJONERINGSKLASSER FRA DEN NORSKE VEILEDEREN (STATENS FORURENSNINGSTILSYN, 1986).

### 1.4.3 Avstand til sekundær resipient og bebyggelse

Som beskrevet i kapittel 1.2 og 1.3 skal en tilstrekkelig umettet sone gi god renseeffekt. I tillegg vil prosessene videre i mettet sone bidra ytterligere til fortykning, nedbrytning og immobilisering av næringsalter, smittestoffer og organisk materiale som vil ha uheldige konsekvenser om de når overflatevann. For å sikre at disse ytterlige prosessene har tilstrekkelig tid å oppstå er det anbefalt en vurdering av oppholdstid og avstand til overflate resipient/ sekundær resipient. Det er anbefalt en oppholdstid på 60 døgn for å oppnå tilfredsstillende hygienisk kvalitet (Statens forurensningstilsyn, 1986). Oppholdstid beregnes ved  $L/V$  hvor  $L$  er avstand til resipienten.  $V$  er strømningshastighet gitt av  $V=K \cdot I/n$  der  $K$  er ledningsevne i snitt for området frem mot resipient,  $I$  er grunnvannsgradienten og  $n$  er porevolumet. Det er anbefalt at  $I$  ikke overstiger  $10 \text{ ‰}$ . Om vi antar  $K = 50\text{-}100 \text{ m/døgn}$  og  $n = 0.3$  med høy gradient ( $10 \text{ ‰}$ ) gir en minimums avstand på  $100\text{-}200 \text{ m}$  tilstrekkelig oppholdstid på 60 døgn. I tillegg er avstand viktig å vurdere i forhold til mulighet for avrenning ved overløp.

Åpne anlegg kan, beroende av omfanget av forbehandling, forårsake sjenerende lukt i nærområdet. Det er dermed med fordel å ikke etablere slike anlegg nær bebyggelse. I tillegg vil en begrense ferdsel gjennom området for å redusere eventuelt mulighet for smittefare eller annen risiko tilknyttet åpne vannspeil fylt med avløp. Det er anbefalt en minimum avstand til bebyggelse på  $300\text{-}500 \text{ m}$  (Norsk kommunalteknisk forening, 1997).



## 1.5 Utforming av åpne jordbaserte renseanlegg

Når egnet område for infiltrasjon er lokalisert per undersøkelser beskrevet i kapittel 1.4 må anlegget dimensjoneres og utformes iht. ønsket belastning. Dette krever en redegjørelse av dimensjonerende belastning ( $\text{m}^3/\text{døgn}$ ), hvilken kvalitet/sammensetning belastet avløp vil ha, avhengig av påslipp og forbehandling og hvilke driftsrutiner en forventer å etablere. Utfra slike redegjørelser kan infiltrasjonskapasitet vurderes og nødvendig filterflate velges.

### 1.5.1 Dimensjonerende belastning

For å kunne bygge et renseanlegg må en foreta en vurdering av hva den dimensjonerende belastningen på anlegget kommer til å være. For åpne JBA må filterflate korrespondere med denne belastningen for at anlegget skal fungere hydraulisk.

Konvensjonelle anlegg og pumpestasjoner dimensjoneres gjerne med høyde for døgn- og timevariasjoner da konsekvensen av overbelastning er overløp.

Dimensjonering av åpne JBA tar utgangspunkt i midlere vannføring ved dimensjonering da det er antatt at mulig oppstuvning på filterflaten vil utjevne døgn- og timetopper (Statens forurensningstilsyn, 1986).

$$Q_{\text{dim}} = q \cdot \text{antall PE} + Q_{\text{innlekk}} + Q_{\text{industri}}$$

En personekvivalent (PE) er vurdert ut ifra den mengde organisk stoff som brytes ned biologisk med et biokjemisk oksygenforbruk målt over fem døgn,  $\text{BOF}_5$ , på 60 g oksygen per døgn, som korresponderer med normalt bidrag fra en fastbosatt person tilknyttet avløpet. Det har vært vanlig å regne med at 1 PE bidrar med  $q=200\text{-}300$  l/døgn til avløpsnett (Ødegaard, 2012). Disse tallene inkluderer gjerne lekkasje eller mangel på separasjonsgrad av ledningsnett og gjenspeiler derfor ikke spesifikt forbruk fra husholdningen. Et mer korrekt tall for spesifikt avløpmengde per PE bør være  $140$  l/PE\*døgn ( $q$ ). Dette tallet gjenspeiler gjennomsnittlig spesifikt forbruk beregnet til  $138$  l/PE/døgn basert på tall fra 2013 fra ca. 60 000 vannmålere (Sivertsen & Bomo, 2016).

$Q_{\text{innlekk}}$  må vurderes i sammenheng med at anleggene er åpne. Dette betyr at de både er utsatt for belastning fra overvann tilført via overføringsnett, men også tilrenning fra nedbør på overflaten i nedbørsfelt tilknyttet anlegget. Spesielt med hensyn til en økende grad av intense nedbørsepisoder grunnet klimaendringer bør dette vurderes ved dimensjonering (Ødegaard, 2012).

$Q_{\text{industri}}$  settes basert på forventet belastning fra tilknyttet industriabbonenter.

### 1.5.2 Infiltrasjonskapasitet og nødvendig filterflate

Infiltrasjonskapasitet ( $\text{l}/\text{m}^2/\text{døgn}$ ) for avløp er en erfaringsbasert vurdering. Den tar utgangspunkt i ledningsevne av løsmassene enten via kornfordelingsanalyser eller infiltrasjonstester som beskrevet i kapittel 1.4. Videre spiller faktorer som avløpssammensetning og belastningsrutiner inn på hvilken  $Q_{\text{inf}}$  anlegget dimensjoneres etter.

De norske veilederne TA611 og miljøblad 59 viser til henholdsvis 5 og 4 klassifikasjoner av jordens infiltrasjonskapasitet (tabell 1.4). Disse tar i midlertid utgangspunkt i lukkede anlegg med liten umettet sone (min 0,5 -1 m). Henvist belastning kan økes på grunnlag av forbehandling og driftssyklus (tabell 1.5). Veilederen henviser ikke til korrigerende knyttet til avstand til grunnvannet eller hydraulisk kapasitet.

Videre utregning av nødvendig filterflate A skjer ved hjelp av forholdstallet mellom  $Q_{dim}$  og infiltrasjonskapasiteten  $Q_{inf}$  ( $A=Q_{dim}/Q_{inf}$ ).

TABELL 1.4 INFILTRASJONSKAPASITET ETTER LØSMASSEKLASSIFIKASJON (STATENS FORURENSNINGSTILSYN, 1986).

Klasse	Infiltrasjonskapasitet $Q_{inf}$ l/m <sup>2</sup> /døgn	Kommentar
1	-	Finkornete masser med lav permeabilitet. Maksimal infiltrasjonsevne må bestemmes med <i>infiltrasjonstest</i> .
2	25	Gode infiltrasjonsmasser med lav permeabilitet.
3	50	Meget gode infiltrasjonsmasser med akseptabel permeabilitet.
4	60	Gode infiltrasjonsmasser med høy permeabilitet.
5	>60	Grove masser.

TABELL 1.5 KORRIGERING AV INFILTRASJONSKAPASITET ( $Q_{inf}$  HER BETEGNET SOM Q) PÅ BASIS AV FORBEHANDLING OG DRIFTSSYKLUS (STATENS FORURENSNINGSTILSYN, 1986).

Forbehandling (kontinuerlig belastning)	Lukkete anlegg	Åpne anlegg
Slamavskilling	1,0 Q	1,5 Q
Biologiske anlegg	1,25 Q	1,5 Q
Kjemiske anlegg	1,5 Q	2 Q
Biologisk- og kjemisk anlegg		3 Q

Driftssyklus	Maksimal arealbelastning
3 - 6 uker	3 - 4 Q
1 uke	8 - 10 Q

Brukstid pr. år.	Maksimal arealbelastning
3 mnd	3 Q
3- 6 mnd	2 Q
Større enn 6 mnd	Q

Den svenske veilederen har i midlertid dimensjonering for åpne anlegg med følgende tabell. Her ser vi at belastning er vurdert ut ifra en kombinasjon av løsmassenes klassifikasjon (tabell 1.6) og hvilken form for behandling avløpet har fått i forkant av bassenget (slamavskilling eventuelt annen mekanisk, biologisk og/eller kjemisk behandling). Belastningssyklusen er satt mellom kontinuerlig og 1:2.

TABELL 1.6 TABELL FRA DEN SVENSK VEILEDEREN VISER  $Q$  I  $L/M^2/DØGN$  (NATURVÅRDSVERKET, 1991).

Förbehandling <sup>1)</sup>	Kornkurva	Rek. tot. bel.	Mom. bel.	Intermittens (vila: belastn)
SA	fält A	< 150	(300)	1:1-1:2
	fält B	< 100	(200)	--
M + B	fält A	170-190	(400)	--
	fält B	110-130	(300)	--
M + K	fält A	200-250	(500)	--
	fält B	150-200	(350)	--
M + B + K	fält A	300-400	(800)	--
	fält B	200-300	(500)	--

<sup>1)</sup> Förkortningar se sid 35.

( ) Värdet anger lämplig högsta belastning på den del som är i drift (momentan belastning)

Den amerikanske veilederen fra 1981, og oppdatert i 2006, har en omfattende dimensjoneringsprosess som er mer basert på preliminære arealbehov ut ifra jordtype, etterfulgt av omfattende fullskala infiltrasjonstester ved aktuelle lokasjoner i minimum tre ulike basseng. Observert permeabilitet blir så redusert til 7-10% for beregning av nødvendig filterflate. Forbehandling blir tatt hensyn til ved å korrigere filterflate ut ifra mengde belastning av organisk materiale (U.S. EPA, 2006).

Etablert praksis (som skissert i veilederen) tar spesielt hensyn til forbehandling, og dermed hvilken sammensetning tilført avløp har med hensyn til organisk materiale og næringssalter. Dette har sammenheng med at høyt konsentrerte avløp uten forbehandling vil fort redusere infiltrasjonskapasiteten grunnet igjentetting av slam og tilgroing grunnet biologisk vekst (Westby, et al., 1997). I tillegg spiller driftssyklus en rolle fordi lengre driftsperioder vil lede til oppstuvning som også vil bidra til redusert infiltrasjonskapasitet (Kraft & Rasmussen, 1998).

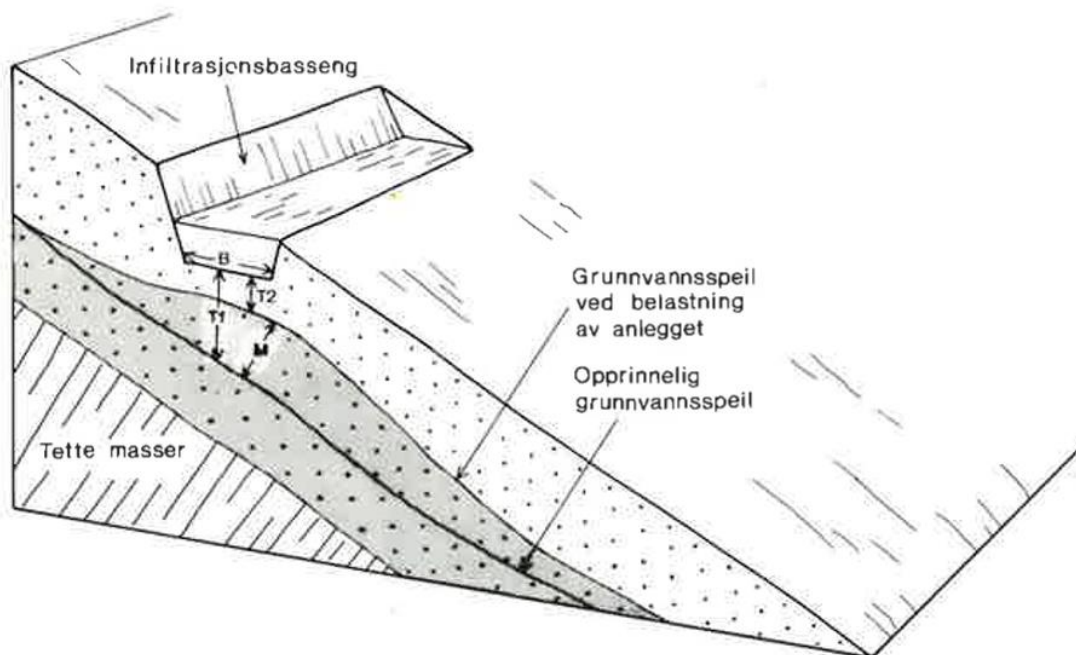
### 1.5.3 Fordeling av filterflate, antall basseng og plassering

#### 1.5.3.1 Basseng

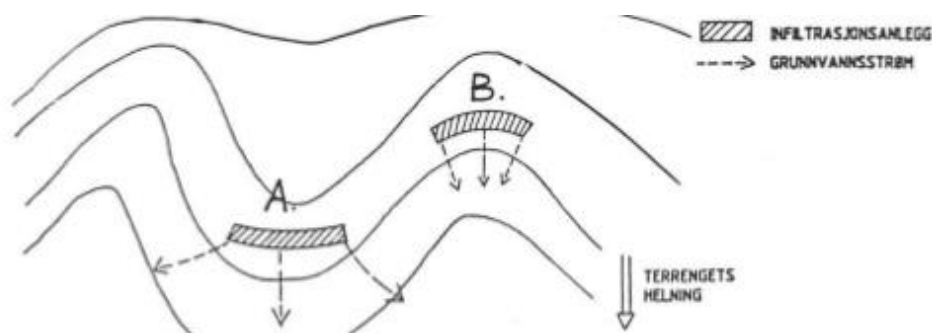
Ved utregning av nødvendig filterflate må selve utformingen av terrenget og antall basseng vurderes. For å tillate veksling og tømning av slam fra bassengene, samt bryte opp biohuden ved senket infiltrasjonskapasitet, bør anlegget bestå av minimum to basseng som belastes vekselvis. Ut ifra valg av forbehandling og driftstype vil vekslingstiden og antall basseng variere. I noen anlegg har en valgt å belaste flere basseng i seriekobling, mens noen belaster enkeltvis med veksling basert på tid eller oppstuvning. Som regel er anlegg utformet slik at de er mest arealeffektive. I noen tilfeller der terrenget er mer utfordrende (kupert) eller hvor det er tatt en mer estetisk tilnærming har bassengene blitt tilpasset med hensyn til områdets kvaliteter.

#### 1.5.3.2 Plassering og utforming i forhold til strømningsretning

Som beskrevet tidligere i kapittel 1.4.2.2 er hydraulisk kapasitet gitt ved  $Q=KMI/B$  (illustrert i figur 1.16). Vi ser at  $Q$  er svært avhengig av bredden på infiltrasjonsflaten i grunnvannets strømningsretning. For å sikre høyest mulig kapasitet bør basseng utformes langsiden på tvers av grunnvannets strømningsretning for å gi minst bredde  $B$  (Statens forurensningstilsyn, 1986). Utformingen bør følge gradientkurven som illustrer av anlegg A i figur 1.17 for å gi maksimal spredning.



FIGUR 1.16 BASSENG LAGT PÅ TVERS AV DEN HYDRAULISKE GRADIENTEN MED ILLUSTRASJON AV VARIABLENE I BEREGNING AV HYDRAULISK KAPASITET (STATENS FORURENSNINGSTILSYN, 1986).



FIGUR 1.17 ILLUSTRASJON AV SPREDNING AV INFILTRERT AVLØP AVHENGIG AV UTFORMING I FORHOLD TIL GRADIENTKURVER (MÆHLUM ET AL. 2009).

### 1.5.3.3 Opparbeiding av filterflate

Filterflaten må etableres slik at løsmassenes kvaliteter ivaretas. Dette betyr at man unngår at massene blir utsatt for pakning, og at det ikke renner finstoff inn i bassenget under anleggelse. I tillegg kan filterflaten bearbejdes med et mer grovkornet fordelingslag eller beplantning for å unngå tetting. I et anlegg i Arizona (Flushing Meadows) ble vekst i bassenget observert som fordelaktig da røttene opprettholdt gjennomstrømming gjennom slamlaget (Pound & Crites, 1973). I California har man anvendt naturgrus (8-12mm) som fordelingslag med observert forbedring av infiltrasjonskapasitet.

For lukket anlegg som krever mer effektiv rensing grunnet liten umettet sone, er det i noen tilfeller anvendt filterlag som fremmer renseseffekt, spesielt med hensyn til fosfor. Eksempler på dette er bruk av leca eller shellsand (Zhu, et al., 1997).

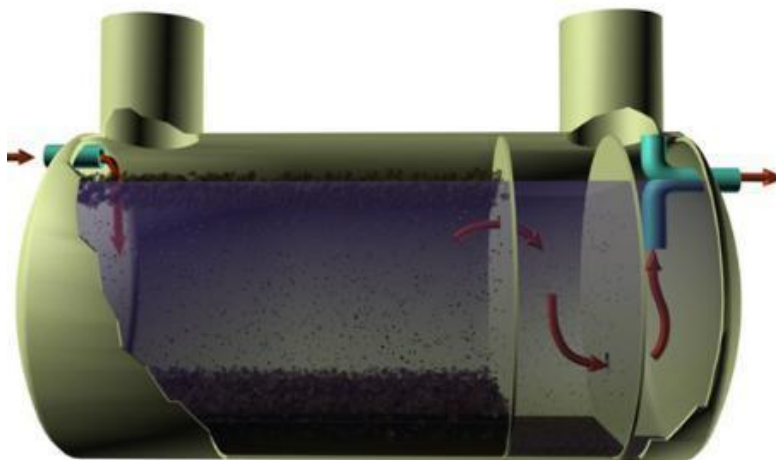
#### 1.5.4 Forbehandling

Forbehandling eller primærrensing er viktig som innledende rensetrinn som fjerner større partikler og fett som forårsaker problemer i de etterfølgende rensetrinnene (Ødegaard, 2012). For åpne JBA betyr dette som regel tilslamming av filterbunn og redusert infiltrasjonskapasitet. Der renseparker er anlagt langt unna bebyggelse kan det være en fordel å lokalisere forbehandling i forkant av overføringsledning for å unngå unødvendig driftskostnader tilknyttet pumping og tilsyn av forbehandling. I tillegg til å minimere belastning av organisk materiale og næringssalter til infiltrasjonsflaten kan forbehandling bidra til å fjerne avløpsøppel.

##### 1.5.4.1 Slamavskiller

Slamavskiller er den vanligste forbehandlingen for JBA, og er mye brukt i spredt bebyggelse og mindre tettsteder (Ødegaard, 2012). Slamavskiller har som hovedfunksjon å skille slam fra øvrig avløpsvann ved å gi slammet mulighet til å sedimentere. Omtrent 30% av det organiske materialet og 5-15% av nitrogen og fosfor kan fjernes i slamavskilleren (Ødegaard, 2012). Volumet er vurdert ut ifra dimensjonerende belastning og en oppholdstid på 9 eller 18 timer. Dette tillater slammet å sedimentere mens fettinnholdet flytter til toppen og blir værende der grunnet dykket utløp. Fjerning av slam og fett er fordelaktig for åpen infiltrasjon da disse kan forårsake lukt og tiltrekke seg dyr. I tillegg vil avløpsøppel samles i slamavskilleren, hvis dette ikke allerede er fanget opp i rist/filter i forkant.

Slamavskillere kan leveres som prefabrikkerte tanker eller plasstøpes i betong. Sedimenteringsbasseng kan sammenlignes med slamavskillere.



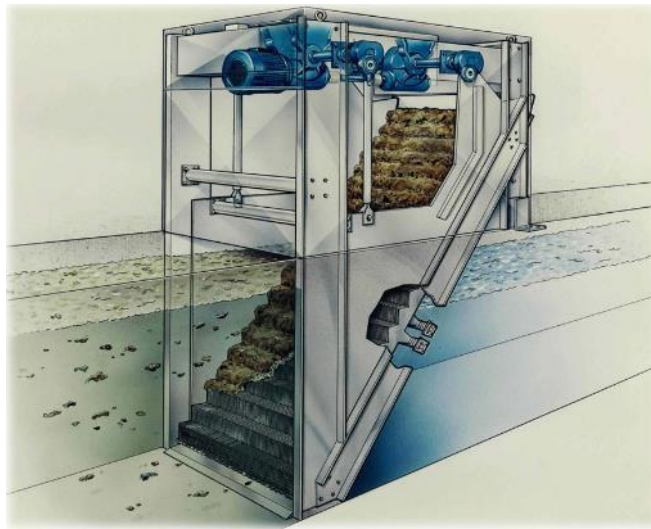
FIGUR 1.18 SLAMAVSKILLER MED TRE KAMMER (BIOFORSK).

##### 1.5.4.2 Finsil

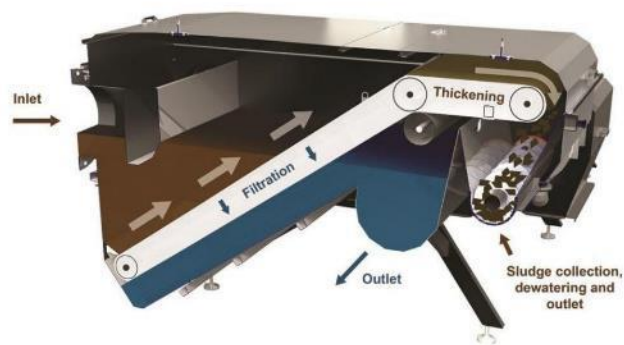
Finsil betegnes som et filter med lysåpning på mellom 0,5-0,1mm. Finsil i forkant av viderebehandling, det vil si før for eksempel slamavskiller eller annen mekanisk separasjon, antas å ha en renseseffekt på 40% for suspendert stoff og 20% organisk stoff (Ødegaard, 2012). Finsiler som Salnesfilter kan gi svært plasseffektiv fjerning av organisk materiale sammenlignet med sedimenteringsbasseng.

#### 1.5.4.3 Rist

Rister er filter med over 2 mm i lysåpning. De regnes å ha tilnærmet null effekt for rensing av avløpsvann. De er i midlertid svært effektive for å fjerne avløpssjøppel.



FIGUR 1.19 MASKINRENET FINRIST (HUBER).



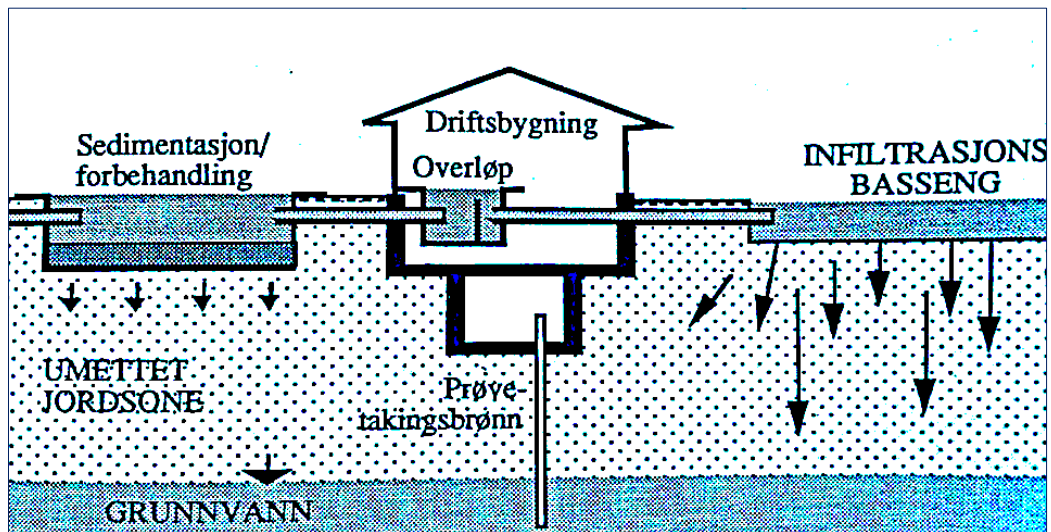
FIGUR 1.20 SALNES FILTER (SALNES).

#### 1.5.4.4 Slambasseng/Dekanteringsbasseng

Slambasseng er prinsipielt det samme som et sedimenteringsbasseng i et konvensjonelt anlegg. Slambassenget tar imot avløpet i ene enden, og i andre enden går overløpet videre til infiltrasjonsbassenget. Noe vann vil infiltrere gjennom bunnen av slambassenget, men slamlaget vil begrense hastigheten. Vann vil også infiltrere gjennom sideveggene på slambassenget som er utsatt for mindre igjentetting. Løsningen er lite krevende fra et driftsperspektiv. Ulempen med en slik forbehandling er at slambassenget må være lokalisert i renseparken, noe som krever at hele avløpet må pumpes før behandlingstrinnene starter. I tillegg vil tilført avløp til slambasseng inneholde alt av avløpssjøppel. Dette kan fremstå som sjenerende, i tillegg til at lettere avløpssjøppel kan spres utover området grunnet vind, vær og dyr.



FIGUR 1.21 BARDU RENSEANLEGG I TROMS MED SLAMBASSENG I NORD OG INFILTRASjonsBASSENG I SØR (FLYFOTO, KARTVERKET).



FIGUR 1.22 PROFIL AV BARDU RENSEANLEGG (KRAFT & RASMUSSEN, 1998).

#### 1.5.4.5 Fettavskiller

Fettavskilleren skiller fett fra avløpet ved hjelp av et dykket utløp som tillater fett å smales på overflaten der det kan skrapes av. Fett i avløpet kan føre til tetting i rør, samt senke infiltrasjonskapasiteten i filteret. I tillegg kan fett føre til problemer med dyr i renseparken.

## 1.6 Drift av åpne jordbaserte renseanlegg

Drift av åpne JBA skal i utgangspunktet være svært lite krevende. Det er ingen kjemikalier å dosere, og anlegget skal kunne tåle både variasjoner i konsentrasjon og mengde av tilført avløp. Dersom anlegget krever tilførsel via pumping må pumpestasjoner ha nødvendig tilsyn og sikres mot overløp ved strømfeil. Akkumulasjon av slam må fjernes fra forbehandling og filterflate, og vekslingsrutiner må opprettholdes for å sikre levetid og renseseffekt. Det anslås at ved korrekt drift kan levetiden til åpne JBA anlegg ligger mellom 30-40 år. Noen anlegg har vært i drift enda lengre enn dette, for eksempel Lake George NY (1939), Calumet MI (1888) og Hollister CA (1946), men det er uvisst hvilken rensesstandard disse holder i dag (Lance, et al., 1980).

Forslag til god drift av åpne JBA krever følgende (Robertsen, 1995):

- Daglig: Overvåkning, helst i et automatisk system som har varslingsmulighet ved overskridelse eller feil (bassengnivå, automatisert forbehandling, pumpestasjoner).
- Ukentlig: Tilsyn av forbehandling, dersom den krever regelmessig tømming/drift (for eksempel Salnesfilter)
- Månedlig: Visuell kontroll av innløp og vannivå i bassenger.
  - Førings av månedlig belastning.
  - Prøvetaking av innløp og utløp.
  - Mulig bassengveksling ved korte driftsperioder.
- Flere ganger årlig: Veksling av basseng ved mellomlange driftsperioder. Tømming av slamavskillere.
- Årlig: Veksling mellom basseng ved lengre driftsperioder.
- Ved behov: Bassengveksling utenfor planlagt rutine for å supplere bassenget ved nedsatt infiltrasjonskapasitet. Slamhåndtering og bearbeiding av filterflate, inklusiv tilbakefylling av egnete masser.

### 1.6.1 Belastningsperioder/Bassengveksling

De fleste systemer vil ha en form for utjevning i forkant av bassengutløpet. Dette kan bestå av pumpeump, slamavskillere og/eller utjevningbasseng. Som regel vil pumper automatisk tilføre bassenget når den registrerer et visst nivå i sumpen. Bassenget vil dermed bli dosert i omganger med varierende frekvens, avhengig av avløpstilførsel på nettet.

Bassengene er avhengig av roterende belastning for å sikre kontinuerlig drift mens filterflatene bearbeides. Vekslingsrutiner (driftstype) kan basere seg på vekslende eller kontinuerlig drift.

Ved intermittert drift blir et basseng belastet i en kort periode før det blir satt i hvile lenge nok til at vannet kan infiltrere og før filterflaten blir tørket ut. Belastningen resulterer gjerne i en oppstuvning på kun 2-5 cm før man veksler ut bassenget. Dette sikrer god og hyppig oksygentilførsel til filterflate og gir mulighet til hyppig skraping eller harving av slamlag som gir god infiltrasjonskapasitet, men hindrer god biologisk nedbrytning i filterflate da biohuden får lite tid å vokse. Ved intermittert belastning veksles det gjerne mellom basseng mellom 0,3-14 dager med en belastning/hvile (wet /dry) ratio på 0,1-0,2 (se tabell 1.7). I USA er dette den anbefalte driftstypen, spesielt hvor egnete løsmasser ikke er mer enn 3-5 m over grunnvann (U.S. EPA, 2006).

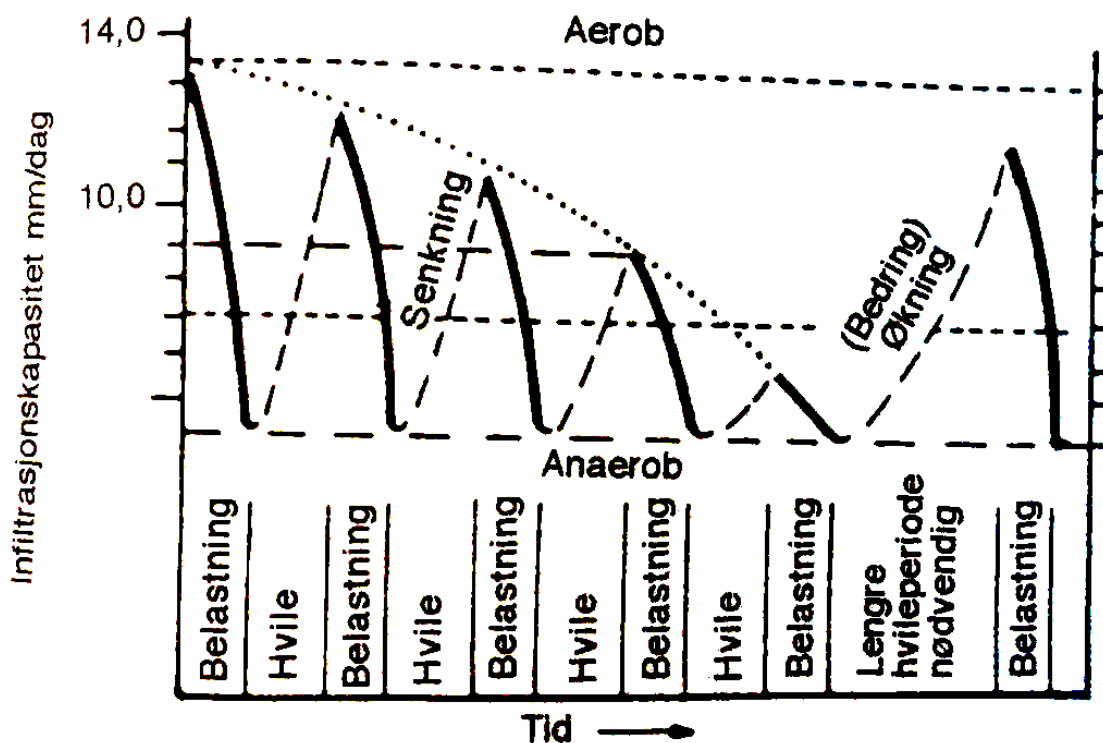


TABELL 1.7 TYPISK «WET/DRY» RATIO FOR ÅPNE JBA (U.S. EPA, 2006).

Location	Preapplication Treatment	Application Period, days	Drying Period, days	Wet/Dry Ratio
Barnstable, MA	Primary	1	7	0.14
Boulder, CO	Secondary	0.1	3	0.03
Calumet, MI	Untreated	2	14	0.14
Ft. Devens, MA	Primary	2	14	0.14
Hollister, CA	Primary	1	14	0.07
Lake George, NY	Secondary	0.4	5	0.08
Phoenix, AZ	Secondary	9	12	0.75
Vineland, NJ	Primary	2	10	0.20

Ved kontinuerlig belastning kan basseng/-er stå i drift over lengre perioder, gjerne med oppstuvning på overflaten.

I Norge har det vært mer vanlig med belastning slik at et vannspeil oppstår 1-1,5 m over filterflate. Dette tillater en oppbygging av biohud som ikke tørker ut (GEO futurum, 1996). Biohuden bidrar til finrensing av partikler og nedbryting av organisk materiale på samme måte som «slow sand filtration» fungerer for drikkevannsrensning. Biohuden minker infiltrasjonshastigheten gjennom filterflaten, og tillater umettet strømming i løsmassene som gir økt kontakttid med løsmassene (Ødegaard, 2012; Heistad, 2012). Ved lengre belastningsperioder uten tilstrekkelig hviletid (illustrert i figur 1.23) kan løsmassene under bassenget bli svært oksygenfattig, og anaerobe tilstander vil da oppstå (Miotliński, et al., 2010). Dette har påvirkning på redokspotensiale, organisk nedbryting og nitrifikasjon/denitrifikasjonsprosesser som igjen kan påvirke pH. Kontinuerlig drift er fordelaktig da det krever mindre driftstilsyn og gir mulighet for god biologisk nedbryting, men over tid vil effekten begrenses. Rutinemessig veksling som gir mulighet til bearbeiding av filterflate og lufttilførsel er essensielt.



FIGUR 1.23 WET/DRY RATIO EFFEKT PÅ OKSYGEN (GRØTRUD, 1982).

### 1.6.2 Rutiner ved bassengveksling

Veksling mellom basseng skal skje på rutinemessig basis og er nødvendig både for å opprettholde infiltrasjonskapasitet og aerob tilstand i løsmassene under bassenget. Ved uventet høy oppstuvning vil bassenget måtte veksles fortløpende og mulige tiltak vurderes for å øke kapasitet til anlegget dersom problemet vedvarer. Ved veksling vil slam i det hvilende bassenget kunne tørke ut. Tjukke slamlag er gjerne ikke tilstrekkelig tørr for transport før etter flere år. Ved en slik skraping fjernes gjerne 5-10 cm av bassengbunn. Dette gjør bassengene gradvis dypere og dermed vil også umettet sone minke. Det anbefales derfor regelmessig påfyll av egnete masser for å kunne vedlikeholde tykkelsen av den umettet sonen. Tynt slamlag eller biohud trenger ikke nødvendigvis å fjernes. Dersom akkumulert biohud ikke er for tjukt kan det brytes opp, for eksempel ved harving med traktor, slik at infiltrasjonskapasitet re-etableres før ny belastning.



FIGUR 1.24 FLYFOTO AV AVLØPSBEHANDLING VED LAKE GEORGE, NEW YORK, USA. FORBEHANDLING I ÅPNE SEDIMENTERINGSBASSENG (U.S. EPA, 2006) SØR FOR ANLEGGSBYGG. BASSENGENE ER I ULIKE STADIER AV UTTØRNING (FLYFOTO, GOOGLE EARTH).

### 1.6.3 Drift av forbehandling

Forbehandling må driftes etter gjeldende funksjonskrav. Dette gjelder som regel tømning (slamavskillere, filter, rist) og generelt vedlikehold for å sikre mekanisk funksjon.

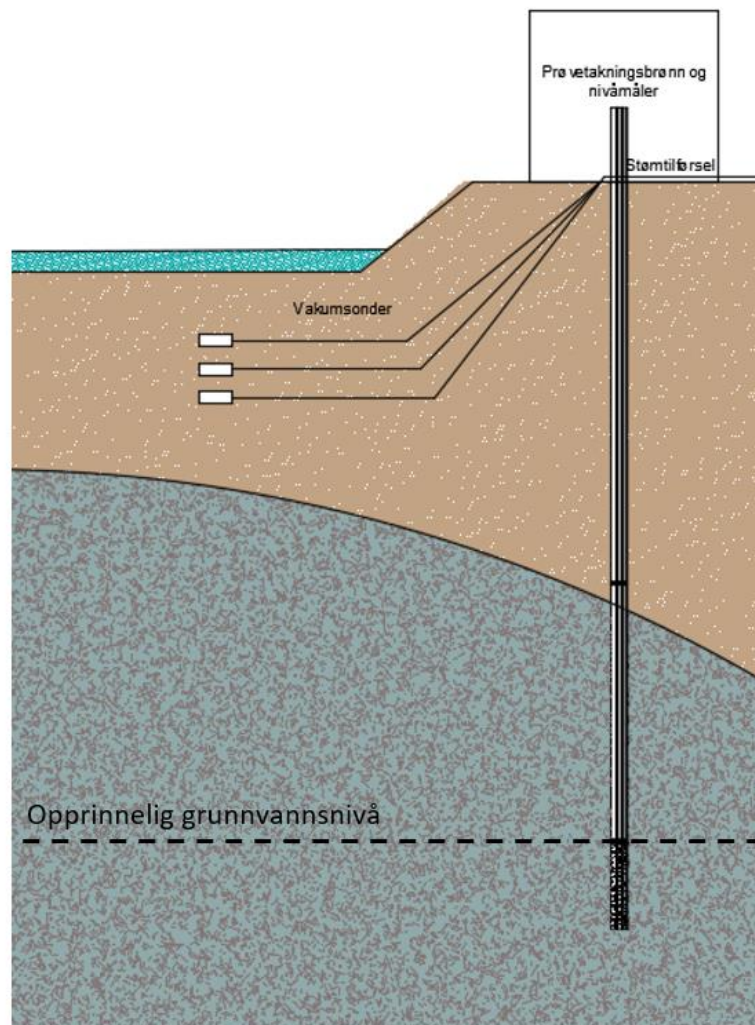
### 1.6.4 Slam og filterbearbeiding

Slam fjernet fra systemet kan mellomlagres i renseparken hvis det er tilstrekkelig tørt til å legges i hauger. Slam fra slamavskiller blandes med gjerne med polymer, som avvanner slammene, før videre tørking og/eller lagring. Slammene kan brukes som jordforbedringsprodukt (dersom det ikke inneholder

avløpssjøppel) eller som dekk- eller fyllmasse. Anvendelse må godkjennes av aktuell myndighet, og riktig hviletid og lagring må kunne dokumenteres (Ødegaard, 2012).

#### 1.6.5 Prøvetaking og overvåkning

Prøvetaking skjer som regel fra prøvetakningsbrønn både direkte nedstrøms fra filterflate (figur 1.25) og oppstrøms for å dokumentere bakgrunnsverdier (eksisterende grunnvann) slik at renseseffekten kan dokumenteres opp imot innløpsprøver. Ved infiltrasjonsanlegget på Setermoen (Bardu kommune) tas prøvene ut i grunnvannskulen ved hjelp av senket pumpe (Berg & Klavenes, 1993). Der strøm har blitt ført frem til anlegget er det, i noen tilfeller, installert vakumsonder for å ta prøver i ulike nivåer av den umettet sonen. Dette gir mulighet til å dokumentere renseseffekten ved ulike stadier/dybder i infiltrasjonen. I teorien kan disse ta ut vann over tid og gir mulighet for blandeprøver. Det har i midlertid vært problemer med å oppnå stabilt uttak av vann med vakumsonder (Miotliński, et al., 2010). Beroende av hvilket kapittel i forurensingsforskriften anlegget faller under må prøvetaking tilfredsstillende krav til akkreditert prøvetaking (Forurensningsforskriften, 2004).

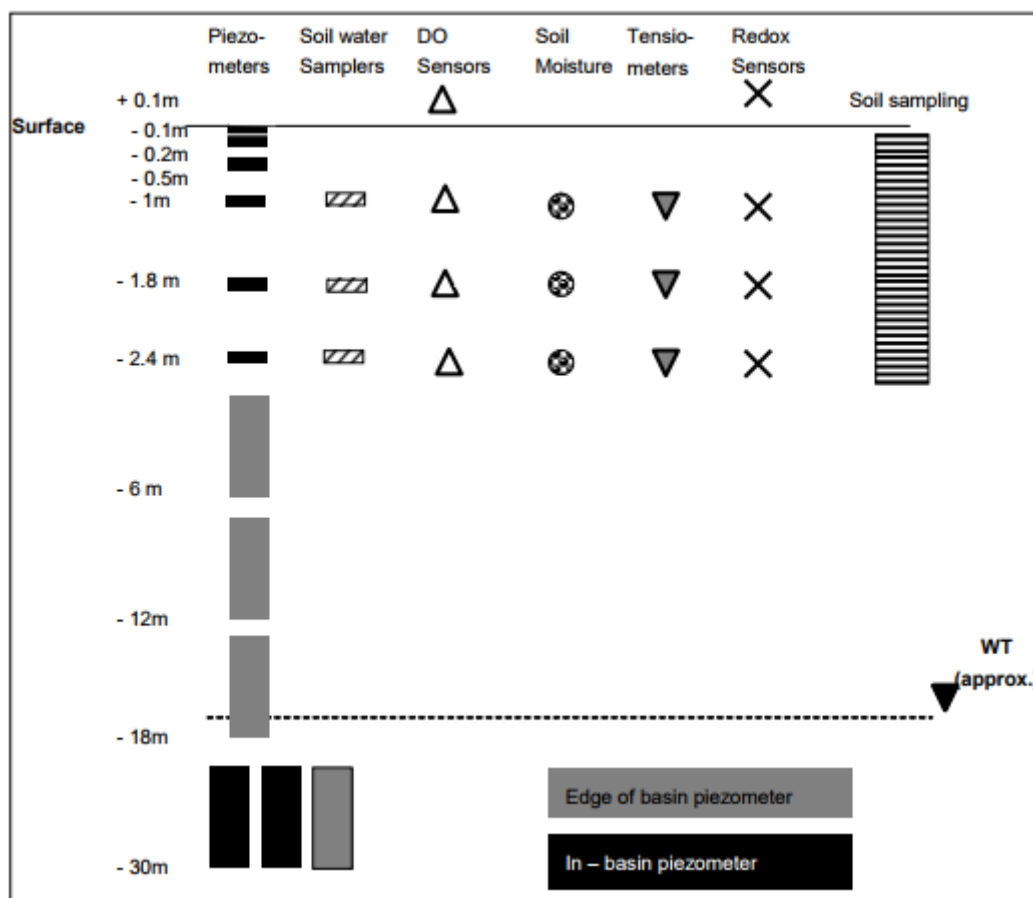


FIGUR 1.25 SKJEMATISK FREMSTILLING AV PRØVETAKNINGSBRØNN (IMP).

Annen overvåkning for å dokumentere funksjon er:

- nivåmåler i prøvebrønn for å måle grunnvannstand
- nivåmåler for å måle oppstuvning i basseng
- bruk av peilerør for å kartlegge grunnvannskulen
- miljøbrønner både nedstrøms og i området rundt anlegget for å dokumentere effekt av avløpet på resipient/-er.

Mer avansert overvåkning kan innebære målinger av fuktighet, redoks, piezometer, løst oksygen, uttak av jordprøver og spenning som ved Alice Springs SAT prosjekt (figur 1.26) (Miotliński, et al., 2010). Slike målinger kan vise mer konkret hvordan forholdene i massene utarter seg med tanke på infiltrasjon, dominerende rensmekanismer, renseseffekt, fysiske forhold i bakken og grunnvann.



FIGUR 1.26 SKJEMATISK REPRESENTASJON AV PRØVETAKER VED ALICE SPRINGS SAT, AUSTRALIA (MIOTLIŃSKI, ET AL., 2010).

Ettersom prøvetaking gjerne er knyttet til dokumentasjon av renskrav er det hovedsakelig dette prøvene blir analysert for. I Norge er disse kravene primært knytte BOF, KOF, fosfor, SS og i noen tilfeller nitrogen.

### 1.6.6 Utfordringer

Det er lite informasjon om erfarte driftsutfordringer ved drift av åpne JBA. De fleste undersøkelsene av etablerte infiltrasjonsanlegg har vært fokusert på lukkede anlegg. Her har spesielt utfordringer tilknyttet infiltrasjonskapasiteten vært de mest hyppige (Kraft & Rasmussen, 1998). Antatte utfordringer koblet til åpne JBA er lukt, dyr (både insekter og fugl), frost og kapasitetsoverskridelser. I tillegg er en utfordring som preger alle jordbaserte løsninger metning av løsmassene med fosfor som begrenser levetiden. En

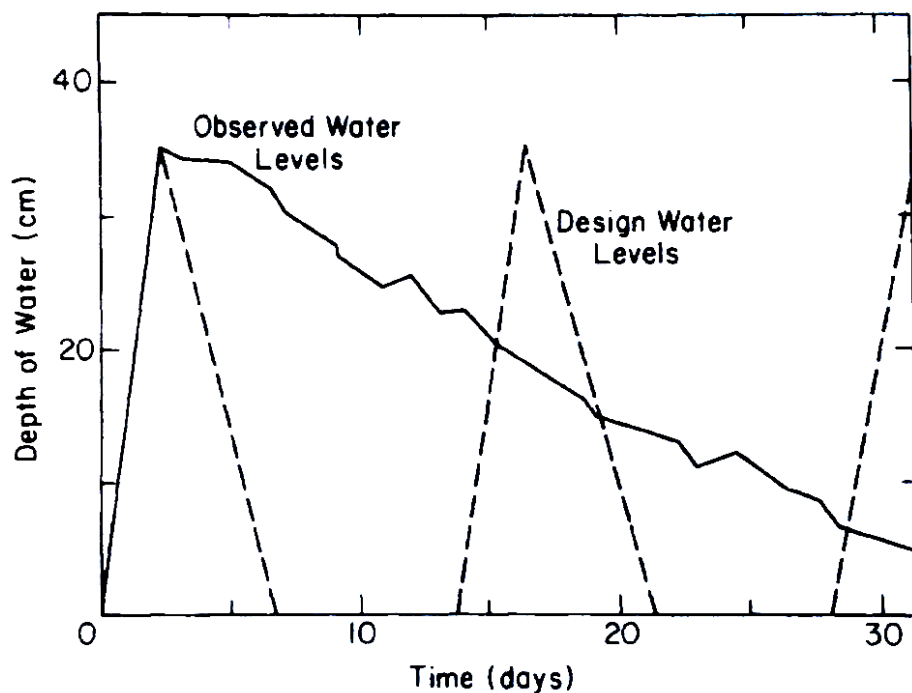
artikkel utarbeidet av Reed et al. (1985) ble ulike utfordringer knyttet til hurtiginfiltrasjon i USA kartlagt. Dette er anlegg som ligner på åpne anlegg i Norge og Sverige, men er planlagt med en belastningssyklus som ikke gir langvarig oppstuvning.

#### 1.6.6.1 Nedsatt funksjon

Dårlige erfaringer fra lukkede anlegg er ofte koblet til nedsatt infiltrasjonskapasitet. Indikasjon på dette er synlig vann på overflaten over anlegget. Dette kan skyldes underdimensjonering av filterflaten i forhold til belastning, eller dårlige undersøkelser av de lokale forholdene (løsmasser, GV stand, hydraulisk gradient). I tillegg kan sviktende eller underdimensjonert forbehandling gi slamflukt som reduserer infiltrasjonskapasiteten mer enn det som er planlagt eller forventet (Jenssen, et al., 2006). Åpne anlegg kan også ha de samme utfordringene som i stor grad skyldes manglende kunnskap om dimensjonering og tilpasning til de stedlige jordforhold. Figur 1.27 illustrerer et anlegg hvor antatt og observert infiltrasjonskapasitet ikke er i samsvar.

Reed et al. (1985) beskriver følgende årsaker som gir sviktende funksjon:

- underdimensjonering av filterflaten
- tetting fra finkornige sedimenter fra sidevegger og innløp eller dårlig sikring under anleggelse.
- ved intermittertdrift/veksling på vinterstid har tilført avløp frosset i stedet for å infiltrere i løpet av hvileperioden
- stort innhold av organisk materiale i innløpet grunnet manglende forbehandling eller uvanlig påslipp fører til tilgroing
- tettpakket sand/grus som har lavere permeabilitet enn forventet
- komprimering av filterflate under anleggelse
- for lang driftsperiode som gir tjukt lag med slam og biohud.



FIGUR 1.27 PLANLAGT OPPSTUVING VED VEKSLENDE BELASTNING KONTRA OBSERVERT OPPSTUVING. UJEVN INFILTRASJONSRATE SKYLDDES NEDBØR (REED, ET AL., 1985).

#### 1.6.6.2 Nedsatt renseevne

Kapittel 1.3 (Forventet renseeffekt) viser at følgende forhold kan redusere renseevne:

- lite kontakttid mellom avløpsvann og løsmasser (liten umettet sone, tildekking av kontakt flate med organisk materiale)
- ionefattig avløp, for eksempel ved mye fremmedvann som fører til utvasking av fosfor
- høy belastning som leder til gjennombrudd/gjennomstrømming
- pH utenfor 4,5-9 som reduserer mikrobiellaktivitet og gir redusert renseeffekt på organisk materiale
- syreholdig vann som bryter fosforbindinger og fører til utlekking av fosfor
- store mengder salt eller kjemikalier som reduser mikrobiell aktivitet
- mangel på oksygen til filterflate fører til anaerobe forhold som både påvirker redokspotensiale og mikrobiell aktivitet
- fosformetning i løsmassene grunnet kontinuerlig drift eller langtidsdriftstid
- lave temperaturer som reduser mikrobiell aktivitet og reaksjonstiden til kjemiske prosesser
- lang belastning med høyt innhold av OM.

#### 1.6.6.3 Tekniske feil

Som alle anlegg er åpne JBA utsatt for tekniske feil, men de er mye mindre utsatt enn et konvensjonelt anlegg da det er mindre maskineri. Problemer tilknyttet pumpestasjoner, ledningsnett og forbehandling vil alle påvirke systemet på ulike måter. utfordringer med bassengene kan være feilkoblinger på ledninger, manglende ventiler for tilpasning, bypass og vekslingsmuligheter. Andre utfordringer kan være tilknyttet til basseng utforming. Om bassengene er utformet med bratte sider er nødvendig tilgang for skraping og bearbeiding vanskelig.

##### 1.6.6.3.1 Overløp

Ved overløp vil vannet spres i terreng og infiltreres. Dette kan by på konsekvenser ved variasjon i løsmasser som ikke tillater like stor grad av infiltrasjon eller renseeffekt. I tillegg vil anlegg som er plassert nære resipient kunne kontaminere overflatevannet direkte via avrenning. Tilsvarende problematikk vil oppstå ved overløp på pumpestasjon.

#### 1.6.6.4 Prøvetakning

Ved fastsetting av grunnvannet som resipient kan prøver tas ved hjelp av prøvetakningsbrønner. Disse fremstår som representative, men vil være fortennet grunnet kontakt med det naturlige grunnvannet. Det er ingen metode å dokumentere tilløp mengde da utslipp oppstår spredt, dypt ned i løsmassene. God overvåkning er mulig spesielt ved bruk av flere parametere, og mulighet for stikkprøver i ulike dybder som ved Alice Spring SAT programmet (Miotliński, et al., 2010), men å tilfredsstillere kravene til akkreditert prøvetakning som beskrevet i forurensingsforskriften vil ikke kunne imøtekommes. Dette skaper problemer for godkjenning av etablering av anlegg over 2000 PE, men fylkesmannen kan gi dispensasjon, dersom dispensasjonen er koblet til strengere rensekrav enn forskriftene dikterer. Ansvarlig personale må orienteres og få tilstrekkelig opplæring rundt krav til prøvetakning, prøverutiner og prøvefrekvens.

#### 1.6.6.5 Endring av avløpskarakteristikk

Utfordringer knyttet til forandringer i avløpsvann kan oppstå. Dette kan være koblet nye tilknytninger med ekstraordinært utslipp (industri), men kan også skyldes konsentrasjonsendringer knyttet til redusert

vannforbruk, eller utbedring og separasjon av ledningsnett. Utviklingen i Norge både med hensyn på økt rehabilitering og separasjon, samt lavere vannforbruk i husholdninger knyttet til mer effektivitet tyder på økte konsentrasjoner i avløpet og en nedgang i belastning (Sivertsen & Bomo, 2016).

Slike økninger i konsentrasjon kan by på utfordringer på nett i form av avløpets evne til selvrensing av overføringsnett. Ved infiltrasjonsanlegg vil minkende tilløp gi økt oppholdstid, men økte konsentrasjoner vil negere denne fordelene. I tillegg kan organisk overbelastning føre til gjennombrudd i filteret. Ved større endring i konsentrasjon bør dimensjoneringskriterier revurderes da de hydrauliske egenskapene til vannet vil bli påvirket ved redusert andel vann i avløpet.

Slik konsentrasjonsøkning kan i midlertid bli nøytralisert av økt nedbørsmengde grunnet klimaendringer. Selv med separasjon og rehabilitering av ledningsnett vil fremmedvann påvirke åpen infiltrasjon på grunn av avrenning.

## 1.7 Oppsummering

Dimensjonering og utforming av åpne JBA er generelt avhengig av vurderingen av infiltrasjonskapasiteten. Åpne JBA er utformet til å ta imot store mengder avløp ved hurtig infiltrasjon. Det er derfor kritisk at en vurdering av infiltrasjonskapasiteten er nøye utført og at anlegget er tilpasset de lokale forholdene for å sikre god funksjon.

Forutsetninger for etablering av åpne JBA (Mæhlum & Hensel, 2011; Pound & Crites, 1973; Naturvårdverket, 1991; U.S. EPA, 2006; Statens forureningstilsyn, 1986) er som følger:

Egnete geologiske og hydrogeologisk forhold:

- løst lagrede masser med riktig kornstørrelse, dvs. sand- og fingrusfraksjon som kan ta imot avløpsvannet og sørge for ønsket renseseffekt.
- stor avstand til grunnvann med tilstrekkelig hydraulisk kapasitet som gir en umettet sone som tillater ønskelig kontaktid
- tilstrekkelig avstand til sekundær resipient vassdrag/innsjø. Mer enn 100-200 m ved ledningsevne <100 m/døgn
- lang oppholdstid i løsmassene (over 60 døgn)
- sikker avstand fra grunnvannsressurser nedstrøms for anlegget, samt sikkerhet at grunnvannsuttak ikke endrer strømming slik at drikkevann kan bli påvirket.

Mulighet for god plassering:

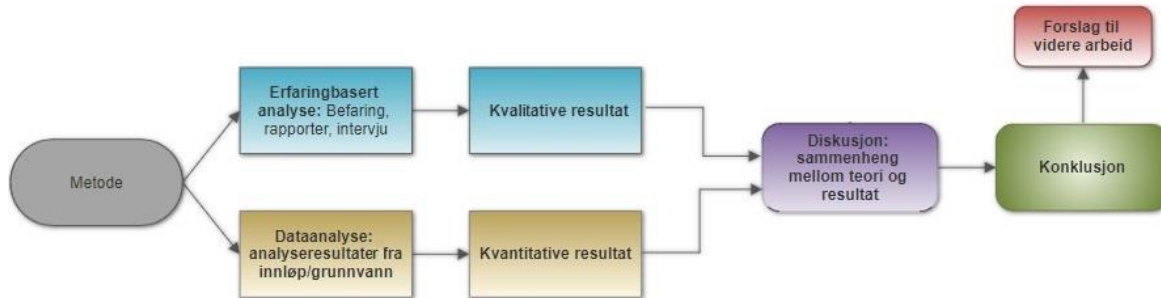
- tilstrekkelig areal med egnete grunnforhold og mulighet for utvidelse av anlegget
- god avstand til bebyggelse for å hindre lukt og minimere sannsynlighet for ferdsel gjennom renseseparken (minimum 300-500 m).

Dimensjonering og etablering:

- realistisk vurdering av belastning, inkludert vurdering av fremmedvann og variasjoner i avløpets sammensetning grunnet industri og andre tilknyttinger
- valg av egnet forbehandling
- valg av driftstype, kontinuerlig drift eller vekslende drift
- bestemmelse av infiltrasjonskapasitet
- dimensjonering og utforming av filterflate
- valg av antall basseng, utforming, plassering i forhold til strømningsretning og innløpsutforming
- etablering av driftsrutiner
- deponeringsplan for slam
- valg av prøvetaknings- og overvåkningsmetoder i tråd med utslippstillatelse, etablering av rutiner.



## 2 Metodikk



FIGUR 2.1 FLYTSKJEMA MED FREMSTILLING AV METODIKK ANVENDT I DENNE OPPGAVEN.

### 2.1 Erfaringsbasert analyse

Undersøkelser gjort i denne oppgaven fokuserer på erfaringer og analyseresultat fra 8 store åpne JBA i Hedmark og Oppland.

Erfaringsbaserte Presentasjon av driftserfaringer og teknisk funksjon er gjort på grunnlag av en gjennomgang av foreliggende for-rapporter ved anleggelse, årsrapporter, intervju med driftspersonale og befaring av anleggene. Tilleggsopplysninger om geografisk beliggenhet, klima og lokalegeologiske forhold er hentet fra Statens kartverk, Meteorologisk institutt og Norges geologiske undersøkelser (NGU).

For-rapporter utarbeidet i sammenheng med anleggelse har kartlagt de geologisk og hydrogeologisk forholdene i løsmassene ved anleggsstedet samt lagt dimensjoneringsgrunnlag og forslag til størrelse og utforming på anleggene.

Årsrapporter som er utarbeidet har tatt hensyn til både prøve analyseresultat tilknyttet anleggene samt driftserfaring i aktuelle år som har preget driften og /eller funksjonen.

### 2.2 Dataanalyse

Datsett med analyseresultat er oppgitt av de individuelle kommunene og utført på profesjonelle laboratorium (Eurofins, Labnett). Enkelte anlegg har begrenset data for et flertall år i tillegg til inkonsekvent bruk av parametere.

Vannprøver er stort sett tatt fra grunnvannsbrønner ved anleggene, nedstrøms for strømningsretning. Noen prøver foreligger fra vakumsonder installert på ulike dyp under bassengene. Kun prøver fra anlegg med

prøvedata fra minimum 5 år er vurdert for å dokumenter renseeffekt og for å gjennomføre korrelasjonsanalyse, dette fordi statistisk analyse av få datapunkter ikke vil gi meningsfullt vurderingsgrunnlag.

For å undersøke om det finnes noe åpenbar sammenheng mellom ulike parameter tilknyttet innløp og utløp fra anleggene er det foretatt en korrelasjonsanalyse. Analysen er gjort ved å anvende Pearsons korrelasjonskoeffisient (Fisher, 1970). Koeffisienten kan anta verdier mellom -1 og 1, der verdier lik eller nære 0 viser ingen eller lite lineær sammenheng mellom to parameter og verdier nære 1 og -1 representerer en fullstendig positiv respektive negativ lineær sammenheng. Den statistiske signifikansen ved korrelasjonen måles her med en p-verdi som sier hvor stor sannsynlighet det er at den beregnede korrelasjonen er tilfeldig (Fisher, 1970). En p-verdi lik eller lavere enn 0,05 tilsier at det er 95% sannsynlighet at det er en sammenheng mellom de to parameterne og vi kan forkaste nullhypotesen som er at det ikke er noen lineær sammenheng.

Det er foretatt korrelasjonsanalyse for alle parametere med tilstrekkelig varighet med følgende kombinasjoner:

- Korrelasjonsanalyse mellom parameter innløp/GV tatt samme dag
- Korrelasjonsanalyse mellom parameter innløp og GV tatt et tidssteg senere
- Korrelasjonsanalyse mellom årsgjennomsnitt parameter innløp/GV
- Korrelasjonsanalyse mellom årsgjennomsnitt innløp og årlig renseeffekt

Resultater fra denne analysen er lagt ved i vedlegg D.

### 3 Resultater fra åpne infiltrasjonsanlegg i Norge

For denne avhandlingen ble det høsten 2016 foretatt befarings og intervju med driftspersonale ved åpne infiltrasjonsanlegg i Østerdalen og Gudbrandsdalen. Anleggene varierer i størrelse fra 250 PE-6000PE og har vært i drift fra 14 - 24 år. De fleste av kommunene har små tekniske avdelinger og anleggene har stort sett blitt fulgt opp av samme driftsoperatør. Dette gir et svært gunstig grunnlag for tilbakemeldinger angående driftserfaringer da de fleste operatørene har vært tilstede fra og med oppstart. Anleggene har ulik størrelse, oppbygning, forbehandling og driftsrutiner.

For de større anleggene finnes det prøvedata for flere parametere som gir oversikt over renseeffekt i driftsperioden. De fleste anleggene ble etablert med utgangspunkt i gunstige etableringskostnader kombinert med lav driftsinnsats, noe som fremsto som spesielt viktig for små kommuner med begrensede driftsbudsjett og lite driftspersonale.

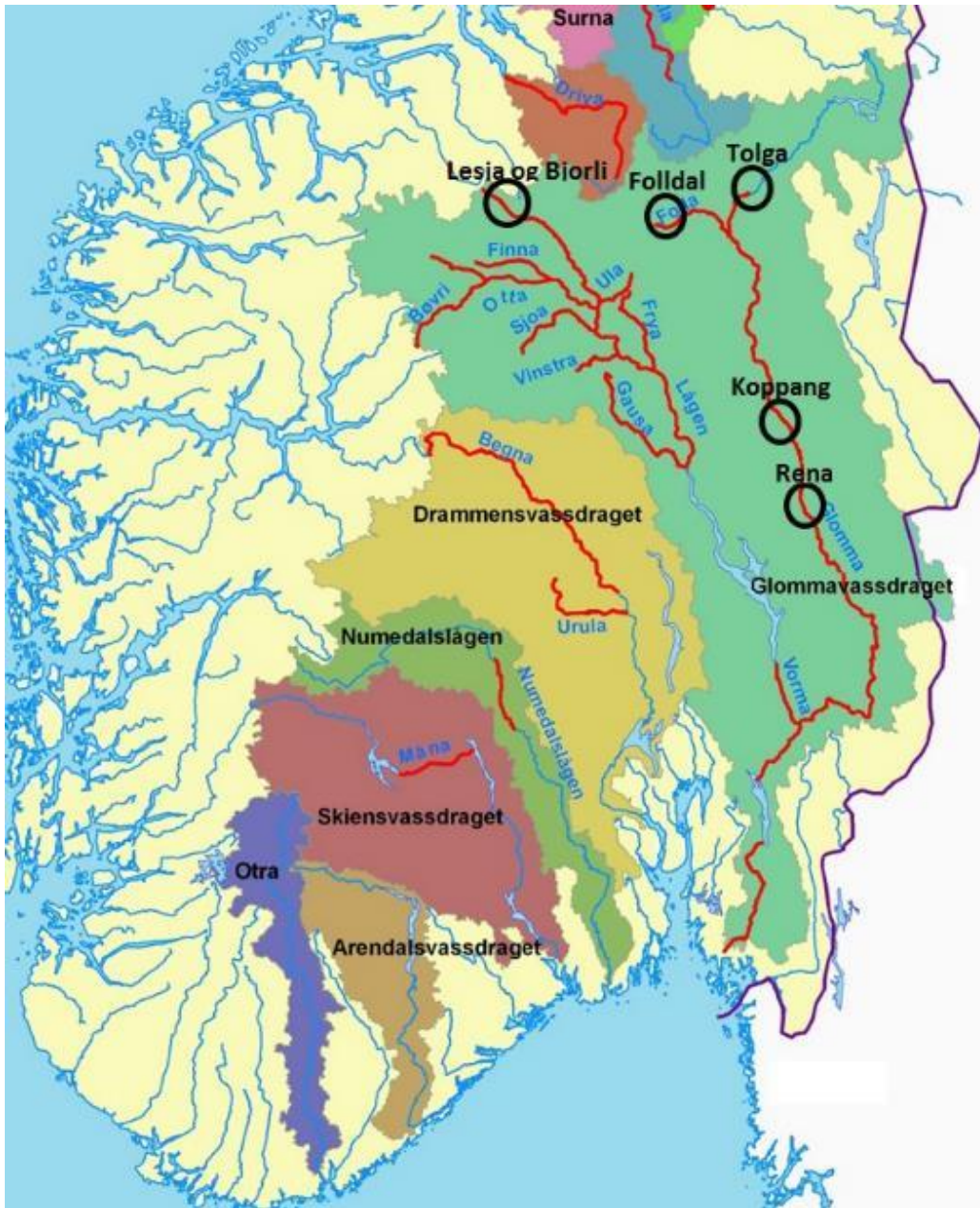
Erfaringsbaserte resultat er beskrevet for hvert anlegg i dette kapitlet. Disse stammer fra rapporter tilknyttet forarbeid før anleggelse (geologiske undersøkelser, dimensjonering etc.), årsrapporter, intervju med driftsoperatører og befarings av anleggene. Der informasjonen foreligger er plassering, geologiske forhold, anleggsutforming/ dimensjonering, driftserfaringer og analyseresultat beskrevet for hvert av de 8 anleggene. Der ikke annet er spesifisert er informasjon om anleggene oppgitt gjennom intervju og befarings med driftspersonale.

Analyserte prøver består av innløpsprøver fra pumpeump for innløpsverdier (stikkprøver) og prøver fra grunnvannsbrønner direkte nedstrøms og like ved infiltrasjonsflaten/bassenget. Analyserte parametere er tilknyttet rensekraft fra forurensningsforskriften/utslippstillatelse og omfatter hovedsakelig BOF, KOF og fosfor. Noen av analysene fra 90-tallet er gjort med andre parametere (LOC, TOC). Beregning av renseeffekt er gjort ut ifra forholdet mellom inn og utløp der utløp er verdier fra GV brønn med dårligst resultat (der det er prøver fra flere brønner). Vurdering og sammenstilling av fosfor og organisk materiale er gjort på grunnlag av analyseresultat av P-tot og BOF da disse foreligger i størst grad og gir best sammenligning. Alle prøver (inkludert Nitrogen, KOF, klorid, pH) er vedlagt i vedlegg A.

Dataserier er oppgitt av kommunen, driftsassistansen og noen tilfeller direkte fra laboratorium. Alle analyseresultat som har vært tilgjengelig under arbeid med denne oppgaven er vedlagt (vedlegg A). På noen anlegg har prøvetakning ikke blitt utført regelmessig. Det tas forbehold at prøver kan foreligge som denne oppgaven ikke har tatt hensyn til da de ikke har vært tilgjengelige (for eksempel ikke digitalisert).

Presentasjon av analyseresultat, der det foreligger, er lagt frem for hvert anlegg. Resultatene er også blitt vurdert for statistisk signifikant korrelasjon for å vurdere om det kan dokumenteres sammenheng mellom innløpsvariasjoner og grunnvannsverdier. Korrelasjonsanalyse er vedlagt som vedlegg D.

Nøkkeltall om funksjon og summering av annen informasjon for hvert anlegg er presentert i faktaark i vedlegg C.



FIGUR 3.1 OVERSIKT OVER AKTUELLE ANLEGG OG TILKNYTTET NEDBØRSFELT.

Rensepark #/navn	Fylke/kommune	Drift fra	PE	Dim.belastning (m3/d)	Dim.Infiltrasjonskapasitet *(l/m2/d)	Filterflate	Løsmasser/berggrunn	Forbehandling	Antall basseng	Grunnvn ved dim.belastning (m)	Avstand til 2.resipient/bebyggelse (m)
1 / Lesjaverk	Oppland/ Lesja	1993	250	40	160	250	Breelavsetning/glimmerskifer og Gneis	2 Slambasseng	3	20	550/300
2 / Lesja (Hosetmoen)	Oppland/ Lesja	1994	3000	450	190	2400	Breelavsetning/Gneis	2 Slambasseng( 2400m2)	2	13-18	1600/500
3 / Bjørli	Oppland/ Lesja	2000	3000	600	125***	4800*	Breelavsetning/ Plagioklas	Trapp	2	10-12	750/800
4 / Vingelen	Hedmark/ Tolga	1998	700	250	150	2200	Breelavsetning/Grønnstein, amfibolitt, Fyllitt, glimmerskifer	Slamavskiller	3	Ca.6.5	700/1000
5 / Koppang	Hedmark/ Stor-Eivdal	2005	2000	400	40	14490	Breelavsetninger/Metasandstein, glimmerskifer, kvartsitt, Gabbro	Slamavskiller og 2 slambasseng	5	10-15	250/300
6 / Dalholen	Hedmark/ Follidal	1998	500	150	150	1000	Breelavsetning/ Plagioklas, Gneis og sandstein	Slamavskiller	2	13-18	115/3000
7 / Follidal	Hedmark/ Follidal	1997	2000	400	170	2400	Elveavsetninger/glimmerskifer, feltspat og mørkskifer	Slamavskiller	4	10-15	500/750
8 / Kåsmoen (Rena)	Hedmark/ Åmot	1997	6000	2550	210	12000	Breelavsetning/Kalkstein, dolomitt og sandstein	Rist+Salnesfilter	4	22-24	500/300

TABELL 3.1 OVERSIKT OVER ANLEGGENE I CASET. \*INFILTRASJONSKAPASITET ER BASERT PÅ FORHOLDET MELLOM DIMENSJONERENDE BELASTNING OG ANLAGT FILTERFLATE. \*\*INFILTRASJONSKAPASITET I SMITT OVER HELE BASSENGET

### 3.1 Lesja

Lesja ligger helt nord i Oppland, øverst i Gudbrandsdalen ved utspringet til Lågen og Rauma. Kommunen består primært av landbruk og over 30% av de yrkesaktive er sysselsatt i denne næringen. Kommunehuset og tettstedet Lesja ligger langs E136. Området ligger høyt med 82% av kommunen over 900moh. Kommunen strekker seg langs dalførene tilknyttet Lågen i øst og Rauma i vest og ligger derfor splittet mellom øst- og vestdelen av landet. Dette merkes blant annet ved at den vestre delen av kommunen er utsatt for mer nedbør (vestlandsklima) en i øst, som domineres av innlandsklima med svært lite nedbør.

Lesja har tre åpne JBA som har vært i drift siden 90-tallet, Lesja (Hosetmoen) (3000PE), Bjorli (3000PE) og Lesjaverk (250PE). Lesja (Hosetmoen) renser primært avløp fra bosatte i tettstedet Lesja og omliggende landbruk, mens Bjorli er hovedsakelig tilknyttet avløp fra hyttefelt. Lesjaverk får avløpt fra både hyttefelt og fastboende i området. Avløpsrensing for Lesja kommune faller under kapittel 13 (Lesjaverk) og 14 (Lesja (Hosetmoen), Bjorli) av forurensningsforskriften.

Gjeldende utslippstillatelse (2007) for Bjorli og Hosetmoen stiller følgende krav til rensing (årgjennomsnitt): renseseffekt 95% og konsentrasjon 0,4 mg/l for fosfor, renseseffekt 70% og konsentrasjon 25 mg/l for BOF og renseseffekt 75% og konsentrasjon 125mg/l for KOF.

Utslippstillatelsen For Bjorli og Hosetmoen begrunner videre høye renskrav med usikkerhet forbundet med prøvetaking da denne ikke er «godkjent» per krav i kap 14 til akkreditering:

*«På grunn av problem med prøvetaking av rensed avløpsvann under infiltrasjonsbasseng, må renseseffekten inn til videre beregnes ut fra konsentrasjoner i grunnvann og fortykning.» -Fylkesmannen i Oppland (Utslippstillatelse for Lesja tettbebyggelse, 19.12.2007)*

### 3.1.1 Lesjaverk (250 PE)



FIGUR 3.2 INFILTRASJONSBASSENG PREGET AV VEKSTER OG ALGER VÅR/TIDLIG SOMMER (BILDE: KNUT ROBERT ROBERTSEN).

Lesjaverk er det første åpne JBA anlagt i Lesja kommune. Mål ved etablering (1993) var at anlegget skulle fungere som et prøveprosjekt før anlegg med større belastning ble utarbeidet. Opprinnelig etablert med to slambasseng og tre små infiltrasjonsbasseng ble det i 2010 foretatt utvidelse av slambasseng og sammenslåing av infiltrasjonsbasseng 3 og 4. Dette økte kapasiteten fra 150 PE til 250 PE. Utvidelse skyldes periodisk stor belastning fra fremmedvann og sesongbasert belastning grunnet skisesong og påske. Store mengder fremmedvann har tidvis ført til overløp ved pumpestasjon. Overløp går til egen infiltrasjonsgrøft ved pumpestasjonen. Total filterflate for infiltrasjonsbassengene er i dag om lag 250 m<sup>2</sup>.

### 3.1.2 Lesja (Hosetmoen) 3000 PE

Lesja (Hosetmoen) rensepark ble etablert på Loradeltaet i 1994 da det eksisterende konvensjonelle anlegget fra 1979 hadde store problemer med å oppnå stabilt høy renseeffekt. Det skyldes i stor grad store mengder organisk materiale, fett og fosfor fra ysteri i Lesja som resulterte i mekaniske feil og tilgroing på biorotor. Ønske om en driftssikker, stabil og økonomisk løsning førte til ønske om et åpent JBA fra kommunen. Meieriet ble i midlertid nedlagt i 1997.

Lesja (Hosetmoen) ligger 12 km unna Lesja sentrum på en stor breelv- og elveavsetning i deltaet mellom Lågen og sideelven Lora. Den eneste aktiviteten i området er sagbruk.

Grunnundersøkelser ble utført i 1991 og inkluderte georadar, sjakting og sonderboring (Robertsen, 1991). Avsetningen er vifteformet lagdelt av elveavsetning og innsjøavsetning. Løsmassene her består av sandig grus og mellomfin-fin sand med sporadiske lag med silt. Det er registrert en del stein- og blokkinnhold. Georadar viser sandige løsmasser ned mot 14 m med noe silt spesielt mellom 10-14 m. Grunnvann ble målt ved 15 m men er utsatt for store sesongvariasjoner. Det er registrert svingninger på 6 m i grunnvannstanden (10-16m). Dette skyldes at elven Lora er «hengende» og mater grunnvannmagasinet. Spesielt ved sesongvariasjoner, snøsmelting i høyfjellet om våren og nedbør om høsten, gir store svingninger på grunnvannsnivået i området. Strømmingsretning (med gradient på 2 ‰) går østover mot Lågen (sekundærresipient) 1,5 km unna renseparken. Tilsatt avløpsvann har derfor svært lang oppholdstid.

Renseparken er dimensjonert for en belastning på 450 m<sup>3</sup>/døgn. Anlegget er utformet med to slambasseng i vest som er koblet med overløp til infiltrasjonsbassengene i øst. Planlagt vekslingsyklus er på 1-2 år. Infiltrasjon- og slambassengene har en filterflate på ca. 1200 m<sup>2</sup> hver (inkludert sidevegger). Anlegget ble utstyrt med prøvetakningsbrønner, nivå- og temperaturmålere, sensor for måling av vannføring mellom slam- og infiltrasjonsbasseng og vakumsonder i ulike dybder under bassengene. Grunnvannsbrønn 1 (GV1) ligger direkte nedstrøms slambassengene og grunnvannsbrønn 2 (GV2) ligger nedstrøms infiltrasjonsbassengene.





FIGUR 3.3 LESJA (HOSETMOEN) RENSEPARK Plassert nord for Lora med strømningsretning mot øst (Statens kartverk).



FIGUR 3.4 INFILTRASjonsbasseng i hvile. Filterflaten har begynt å bli tilgrodd av små furu (IMP, November 2016).



FIGUR 3.5 INFILTRASJONSBASSENG I DRIFT. OPPSTUVINGEN ER LITEN I FORHOLD TIL KANTEN SELV OM BASSENGET HAR STÅTT I DRIFT I 4 ÅR. I BASSENGET ER DET SYNLIG ALGEOPPBLØMSTRING (IMP, NOVEMBER 2016).

Overløp fra slambasseng går gjennom ventil-/fordelingshus og kan dermed skiftes uavhengig av hvilket slambasseng som belastes. Hvert basseng skal kun belastes kontinuerlig i 1-2 år. Veksling skjer mekanisk via fordelingshuset. Det er ikke strømtilførsel til området og veksling er ikke automatisert. Slambassengene er eneste forbehandling. En nabokommune tømmer slam fra slamavskillere ut i slambasseng etter avtale med kommunen. Dette er ikke i tråd med planlagt funksjon av slambasseng som kun skal avvanne tilført avløp.

Ved utveksling får slammet tørke ut i bunnen av bassenget før det skrapes og legges til mellomagring på området. Slam fra skraping av infiltrasjonsbasseng behandles på samme måte. Slammengdene som ligger til mellomagring og brukes sporadisk, blant annet til veibygging. Slam i slambasseng kan nå en tykkelse på 1-1.5 m ved lengre belastningsperioder. Ved slik slamtykkelse må slammet graves ut i delvis våt tilstand.

Teknisk har anleggene fungert tilfredsstillende siden oppstart. Det er registrert lav pH som resultat av utslipp fra Zymtech (tidligere Aminotech) som driver med fremstilling av kosttilskudd (aminosyrepulver) fra fiskeavfall. Utslippene består både av syre som har til tider tæret gjennom pakninger i pumpestasjonen samt store mengder fiskeslo som har økt den organiske belastningen og skapt insekt- og luktproblematikk på nettet. Zymtech ble slått konkurs i 2016 og det er uklart om denne typen utslipp vil fortsette. Det er i midlertid ikke registrert noe luktpproblem fra selve renseparken.

Til tider er det registrert mye fremmedvann på avløpet blant annet fordi drensledninger fra åker er koblet rett på avløpsnettet samt tilførsel fra overløp på høydebasseng for drikkevann. Lesja har imidlertid typisk

innlandsklima og svært lite nedbør med et årlig snitt fra siste normalperiode på 410 mm per år. Dette resulterer både i lite avrenning til avløpsnett og lite tilrenning fra nedbørsfeltet.

Ved befaring ble det observert at ventilhuset er dårlig ventilert og bør kun betjenes med gassmåler for å unngå uhell. Driftepersonal melder at de bruker vesentlig lite tid ved anlegget ettersom vekslingsperiodene er lange. Drift og vedlikehold av renseseparken består kun av rutinemessige prøvetaking (månedlig) samt uttak av slam (slam og infiltrasjon) før bassenget veksles tilbake i drift (annet hvert år).

TABELL 3.2 DRIFTSPERIODER PÅ BASSENG FOR LESJA (HOSETMOEN) RENSEPARK FRA ÅRSRAPPORT 2016. \*MANGLER DATA

Drift av bassenger	Slam-basseng B1	Slam-basseng B2	Infiltrasjons-basseng B4	Infiltrasjons-basseng B5
1994	0	7	7	0
1995	8	4	4	8
1996	10	2	12	0
1997	*		12	*
1998	*	*	*	*
1999	12		7	5
2000	12	*	*	
2001	12	*	*	
2002	12	*	*	
2003	*	12		*
2004	*	12	12	*
2005	3	9	12	
2006	12	*	*	
2007	12		12	
2008	12		5	7
2009	12	*	*	12
2010	1	11		12
2011	0	12		12
2012	12	*	*	12
2013	12	*	*	12
2014	12	*	*	12
2015	12	*	*	12
2016	12	*	*	12
sum	178	69*	83*	116

Fra driftsinstrukser, og med hensyn til forholdene i filterflaten, burde belastningsperiode per basseng vare i 1-2 år med lik fordeling mellom bassengene. I praksis ser vi fra overstående tabell at vekslingsperiodene har variert og resultert i at Basseng B1 og B5 har hatt betydelig mer belastning samt at varigheten på belastning (opp til 5 år) har vært over anbefalt lengde (2 år).

Per kontroll i 2015 ble følgende kommentert: «Lesja avløpsanlegg tilfredsstillende ikke kravene til akkreditert prøvetaking. Dette kravet har vært gjeldende siden 2009, og kommunen har således hatt god tid til å utarbeide løsninger for å kunne ta ut representative prøver og måle vannføring innenfor en usikkerhetsmargin på 10 %».

### 3.1.3 Bjorli 3000 PE



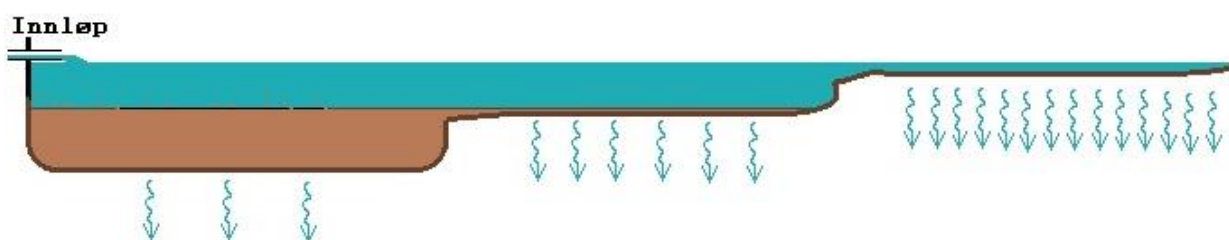
FIGUR 3.6 BJORLI RENSEPARK MED STRØMNING NORDVEST MOT RAUMA (STATENS KARTVERK).

40 km fra Lesja sentrum ligger Bjorli rensesepark som har vært i drift siden november 2000. Anlegget betjener noen fastboende (ca. 125), men største parten av avløpet kommer fra hyttefelt og turist bedrifter og belastningen varierer dermed betydelig, mellom 150-7000 PE. Dette betyr at anlegget periodisk er belastet med mer avløp enn det er dimensjonert for. Grunnlaget for valg av åpent JBA var at den store variasjonen gjorde det vanskelig å holde stabil drift på et konvensjonelt anlegg.

Anlegget er plassert på en breelavsetning ca. 400 m fra elven Rauma med strømningsretning mot nordvest. Grunnundersøkelser på området ble utført i 1993 med sjakting og sonderboring. Løsmassene består av 4-5 m steinrik sandig grus over sandig grus. Avstand til grunnvann er 10-12m (Robertsen, 1993).

Renseparken består av 2 basseng på 2400 m<sup>2</sup> hver og er dimensjonert for 450 m<sup>3</sup>/døgn. Bassengene har overløp til et mindre basseng som brukes som avvanningbasseng for septiskslam.

Bassengene er unike da de er trappeformet med tre nivåinndelinger. Første del er dypest som tillater sedimentering av slam før vannet stuver opp til neste trinn. Det gir gradvis økende infiltrasjonskapasitet oppover i systemet samtidig som slammene blir konsentrert på et mindre areal som gjør uttak mer effektivt. Bassengene har overløp til et 3 mindre basseng som i dag blir brukt som avvanningslagune for septiskslam. Dette bassenget har ikke overvåkning og det kan derfor ikke dokumenteres om denne praksisen fører til konsekvenser for underliggende grunnvann. Det er imidlertid ikke i tråd med driftsrammen for renseparken. Et tredje basseng er foreslått etablert mellom basseng 1 og 2.



FIGUR 3.7 TRAPPEFORMET BASSENG MED AVTAGENDE SLAMANDEL OG ØKENDE INFILTRASJONSRATE (PILER). (IMP)

Bassengene skal driftes vekselvis i 1-2 år. Driften har i realiteten vært noe variert med intervaller på 3 måned - 30,5 måned (2.5 år). Basseng 1 har vært i drift ca. 30% mer enn basseng 2 (Tabell 3.3).

TABELL 3.3 VEKSLINGSPERIODER OPPGITT AV LESIAKOMMUNE PÅ BJORLI RENSEPARK.

Drift av bassenger	Basseng 1	Basseng 2
2000-2002		23,5 måned
2002-2005	30,5 måned	
2005	0	8 måned
2006	0	12 måned
2007	3,5 måned	8,5 måned
2008	12 måned	0
2009	12 måned	0
2010	9 måned	3 måned
2011	3 måned	9 måned
2012	7 måned	5 måned
2013	11 måned	1 måned
2014	0	12 måned
2015	9 måned	3 måned
2016	11 måned	1 måned
<b>Sum</b>	<b>108 måned</b>	<b>74 måned</b>

Bjorli er utsatt for betydelig mer fremmedvann enn Lesja (Hosetmoen) grunnet større nedbørsmengder (ca. 1000 mm kontra 410 mm (Meteorologisk Institutt, 2017)). Ved snøsmelting blir større mengder fremmedvann tilførtanlegget. Dette skyldes ikke bare ordinær innlekking. I Bjorli sentrum skaper høyt grunnvann utfordringer med mye overflate vann og det har vært vanlig praksis å fjerne vannet ved å åpne avløpskummer og bruke avløpsnett (med påfølgende pumpe) som overvannshåndtering. Dette er ikke sanksjonert av kommunen. Andre observerte utfordringer har vært knyttet til eksepsjonelt høye kloridverdier kombinert med høy organisk belastning. Dette er antakelig resultat av utslipp fra spekematsprodusent.

## 3.2 Tolga 700 PE

Tolga ligger nord i Østerdalen nær Tynset. Kommunen har om lag 1700 innbyggere, med en svakt avtagende befolkning. Største arbeidsgiver er kommunen mens 25% av befolkningen driver med jordbruk.

Tolga kommune har to kommunale renseanlegg: Tolga RA (2000 PE), et konvensjonelt mekanisk-kjemisk anlegg som betjener Tolga sentrum og Vingelen (700 PE), et åpent JBA tilknyttet tettstedet Vingelen.

Tolga renseanlegg har utslipp til Glomma og krever mye tilsyn da avløp fra meieriet skaper problemer i form av fett og organisk materiale. Fra 2016 har meieriet nye eiere og egen forbehandling. Renseanlegget har flere overskridelser for utslipp av fosfor og BOF. Dette skyldes mest sannsynlig mangel på effektiv felling.

Vingelen rensepark ligger sør for tettstedet Vingelen og sørvest for Tolga sentrum på en breelavsetning. Anlegget har vært i drift siden 1997.

Undersøkelse av området inkludert fullskala infiltrasjonstest, sonderboring og sjaktning. Her ble det påvist sandige løsmasser med mektighet 5-8 m over tette siltmasser. K-verdi ble satt 20-90m/døgn og hydraulisk kapasitet ble satt til 280m<sup>3</sup>/døgn med oppstuvning på 0,75 m over opprinnelig grunnvannsnivå på grunnlag av fullskala infiltrasjons test. Belastning er grunnvann registrert 6,5 m under terreng. Anlegget er langt unna bebyggelse (800 m). Strømningsretning er primært sør/sørøst med mulig for noe strømning mot nord. Sekundærresipient ligger 200 m unna (via nordlig strømning) og oppholdstid er beregnet til 40-60 døgn. I Sørlig retning er Glomma sekundær resipient og ligger 700 m unna med betydelig lengre oppholdstid (Robertsen, 1994).

Renseparken ble opprinnelig utformet med 2x750 m<sup>2</sup> basseng med utgangspunkt i en infiltrasjonskapasitet på 300 l/m<sup>2</sup>/døgn. Dimensjonerende belastning for 700 PE ble satt til 250 m<sup>3</sup>/døgn.

Grunnet oppstuvning ble basseng 2 utvidet til 1000 m<sup>2</sup> og et tredje basseng på 500 m<sup>2</sup> gravd ut nord for basseng 1 i 1999 (Robertsen, 2000). Problemene skyldes delvis mye algeoppblomstring samt dårlige rutiner ved etablering. Ved graving av ledningsnett ble grøftevann med mye finstoff ledet til infiltrasjonsbassengene. Dette reduserte infiltrasjonskapasiteten betydelig.

Avløp blir behandlet i slamavskiller før det pumpes til infiltrasjonsbassengene. Slam fra slamavskiller tømmeres to ganger i året og blir transportert til Tolga renseanlegg for avvanning. Avvannet slam blir transportert til Torpet avfallsplass der slammet blandes med flis og blir lagt i ranker for kompostering. Komposten blir videre brukt som topp dekke på avfallsplassen.

Bassengene veksles hvert halvår mellom basseng 1 og 2. Basseng 3 fungerer som avlastning om sommeren da infiltrasjonskapasiteten ofte er redusert i denne perioden grunnet stor andel vekst i bassengene. Ved hvile blir bassengene skrap for biohud og slam. Oppskrapet slam blir sendt til FIAS. Skraping har gjort bassengene 0,5-1 m dypere enn ved etablering. Anlegget ble etablert med røvebrønner, ved basseng, oppstrøms og nedstrøms. I tillegg ble det installert vakumsonder under filterflate som gikk tett etter kort driftstid.



FIGUR 3.8A BASSENG 1 VED VINGELEN (NOVEMBER 2016, IMP).



FIGUR 3.8B VENSTRE: BASSENG 3 OPPFYLT ETTER SOMMERDRIFT ER NÅ SATT I HVILE (NOVEMBER 2016, IMP) HØYRE: FORDELINGSHUS FOR BASSENG 1 OG 2.





FIGUR 3.9 VINGELEN RENSEPARK, TOLGA, MED STRØMNING SØR MOT GLOMMA (STATENS KARTVERK).

Til tider har bassengene blitt utsatt for silopressaft som har høyt innhold av organisk materiale og lav pH (3-4). Prøvedata som foreligger (fra 1999) viser høyere verdier av fosfor og organisk materiale i utløpet i oktober som korrelerer med tilførsel av silopressaft (Robertsen, 2000). Renseeffekten var allikevel hhv. 98,5% og 79% for fosfor og KOF.

Det er ikke tilgjengelig prøvedata fra Tolga siden 1999. Mangel på prøvedata skyldes svikt/igjentetting av vakumsonder og mangel på prøvetakning fra brønn. Brønnene har, ifølge kommunen, vært tomme/tørre ved forsøk på uttak.

### 3.3 Koppang 2000 PE

Tettstedet Koppang ligger i Stor-Elvdal kommune ca. 50 km nord for Rena. Befolkningen er på ca.1200 per 2016. Området rundt Koppang er preget av gårdsbruk og tømmerdrift med blant annet et stort moderne sagbruk. Koppang er tilknyttet tog via Rørosbanen. Avisen Østerdølen er utgitt i Koppang.

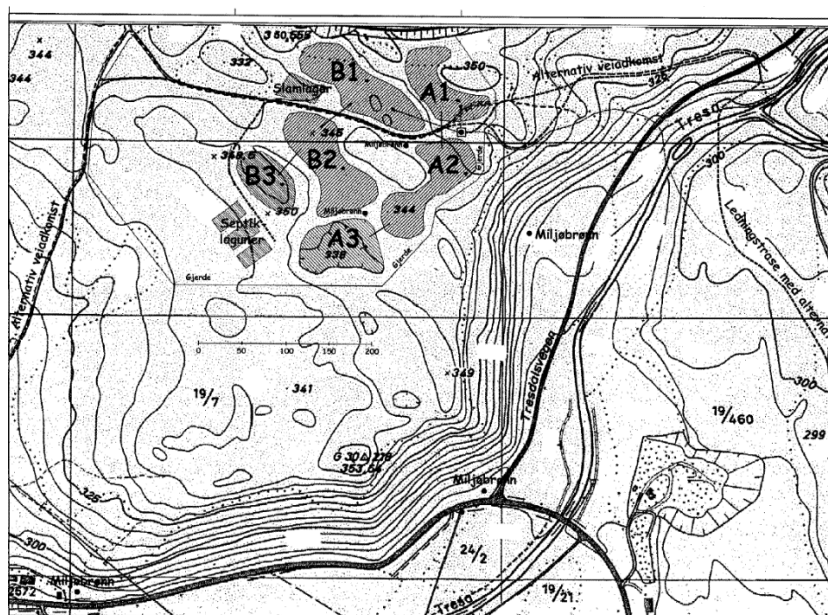
Stor-Elvdal har to åpne JBA som står for all avløpshåndtering i kommunen. Et ligger på Atna (30 km lengre opp i dalen fra Koppang) tilknyttet 150 PE samt Atna bryggeri, mens avløp fra Koppang behandles på Koppang rensesepark 3,5 km fra sentrum. Begge anleggene har forbehandling i slamavskillere.

Det foreligger lite informasjon om anlegget på Atna, som dermed bare er nevnt og ikke vurdert videre i denne oppgaven.

Koppang rensesepark ble bygget i 1969 og ble oppgradert til mekanisk-kjemisk anlegg i 1997. I November 2004 brant overbygget til rensesepark ned. Ettersom anlegget nylig hadde blitt rehabilitert var kommunen ute etter en kostnadseffektiv måte å reetablere rensesepark på. Før oppgraderingen hadde et åpent JBA allerede blitt foreslått som fremtidig avløpsløsning og det forelå dermed grunnundersøkelser og utredning av mulig anlegg utført av Jordforsk (v/J.C. Køhler) i 2002 (NEVA/Jordforsk, 2002). Mens ny løsning ble utbedret ble deler av eksisterende anlegg brukt som slamavskillere mens resterende urensset avløp ble ført direkte ut i Glomma (denne situasjonen varte i ca. 6-7 måneder).

Koppang rensesepark ligger i et området som har, fra 90-tallet, vært benyttet til avvanningslaguner. Anlegget ligger på en terrasseformet breelvavsetning 60 m over Tresa/Rokka (sideelv til Glomma). Elven ligger ca. 250 m unna og nærmeste bebyggelse er om lag 300 m unna. Løsmassene består både av sand, sandig grus og grusig sand med lite silt med en tykkelse på ca. 15 m over morene/grunnavann. Det er registrert mye aurbelle i området.

Området har kupert overflate med store rygger og dødisgroper. K-verdi for løsmassene ble vurdert til 20-60 m/døgn, med dimensjonerende belastning satt til 125 l/m<sup>2</sup>/døgn.



FIGUR 3.10 ORIGINAL SKISSE AV ANLEGGETS OPPBYGGING VED KOPPANG MED TO LINJER (A OG B) MED ET SLAMBASSENG ETTERFULGT AV TO INFILTRASjonsBASSENG (NEVA/JORDFORSK, 2002).

Anlegget ble planlagt med fire Infiltrasjonsbasseng fordelt i to linjer med slambasseng som første del av linjen (NAVA/Jordforsk, 2002). Nødvendig infiltrasjonsareal ble beregnet til 4800 m<sup>2</sup> med hvert basseng bestående av 1200 m<sup>2</sup> med en dybde på 2-3 m. Slambassengene ble dimensjonert til å romme 1000 m<sup>3</sup> med 2 m dybde (flate på 500 m<sup>2</sup>). Det ble også planlagt slamlagune for avvanning av akkumulert slam i bassengene samt avsatt areal til kompostering.

Renseparken ble etablert med bruk av den resterende betong konstruksjonen fra renseanlegget som slamavskiller (støpt betongbasseng for sedimentering). Fra slamavskilleren pumpes avløpet 3 km til infiltrasjonsdammene nord for Koppang.

Da anlegget ble bygget i slutten av 2004 ble flere justeringer gjort i forhold til filterflate og utforming av anlegget. Justeringene besto av utvidelse av nødvendig filterflate og grunnere basseng (1 m).

Renseparken består i dag av syv basseng av varierende størrelse seriekoblet i to linjer. Avløpet føres vekselvis til hver linje med driftssyklusen på 1 år (bytte ved nyttår). Første basseng i hver seriekobling fungerer som et avslamming-/dekanteringsbasseng med samtlige basseng tilknyttet via overløp fra foregående basseng. Anlegget ble tilpasset det kupert terreng med noen bassengkanter bygget opp med voller.

TABELL 3.4 OVERSIKT OVER FILTERFLATE PÅ BASSENG PÅ KOPPANG.

Basseng	Flate m <sup>2</sup>	Bassengtype (Seriekobling)
1	2300	Slambasseng (1)
2	2800	infiltrasjonsbasseng (1)
3	3800	infiltrasjonsbasseng (1)
4	2800	Slambasseng (2)
5	2400	infiltrasjonsbasseng (2)
6	2400	infiltrasjonsbasseng (2)
7	3400	infiltrasjonsbasseng (2)

Seriekobling 1 består av tre basseng med total filterflate på 8 900 m<sup>2</sup>, mens seriekobling 2 består av fire basseng med kombinert filterflate på 11 000 m<sup>2</sup>. Renseanlegget er dimensjonert for 400 m<sup>3</sup>/døgn (2000 PE). Dimensjonerende vannmengde og anlagt filterflate er lavere enn utarbeidet rapport indikerer. Aktiv filterflate (kun infiltrasjonsbasseng) på 15 000 m<sup>2</sup> gir en dimensjonerende belastning på 53 l/m/døgn.



FIGUR 3.11 BETONG ELEMENTER FRA DET GAMLE RENSEANLEGGET NÅ I BRUK SOM SLAMAVSKILLER (IMP).

Slam fra slamavskilleren blir tømt høst og vår. Slammet blir blandet med polymer før det tas til kompostering på ranke i regi av FIAS.

Koppang har fellessystem for avløp, anlegget er dermed utsatt for mye fremmedvann om våren og høsten. Overvann fra blant annet sagbruket som har store tette flater er knyttet til avløpet. Det er planlagt separering. Det er ikke registrert lukt ved anlegget og området brukes som turområde. Kulde har ikke skapt problemer med unntak av første året hvor en av ledningene mellom bassengene frøs. Det er antatt at overdekning ikke var komprimert.

De to linjene blir vekslet mellom årlig og slam fjernes etter behov (to ganger siden oppstart). Dette har resultert i at bassengbunn har blitt senket om lag 15 cm. Biohud harves før basseng blir satt i tilbake i drift. Siste basseng behøver verken harving eller slamfjerning. Driftstid går stor sett til tømning og tilsyn av slamavskiller. Det er antatt at det brukes om lag 1 time i uken på tilsyn og 1 dag per tømning av slamavskiller samt 1 dag tilknyttet veksling (harving).

Det foreligger ikke prøvedata av en kvalitet som kan sammenstilles i denne oppgaven. Utslippstillatelse er gitt med krav om 90% rensing av fosfor og 70% rensing av KOF.



FIGUR 3.12 ØVERST: BASSENG 2 VED KOPPANG RENSEPART I DRIFT. NEDERST: BASSENG 7 I HVILE MED SPOR ETTER HARVING.

## 3.4 Folldal

Folldal kommune ligger helt nord i Hedmark fylke. Folldal ble bosatt på 1600-tallet av et fåtall bønder, men med oppstart av gruvedrift rundt 1750 ble området mer befolket. Hoveddalen har den vesentligste bosetningen i dag, og i tettstedet og administrasjonssenteret Folldal bor 34 % av kommunens befolkning (600 innbyggere per 2012). Den øvrige bosetningen består av spredt gårdsbruk. Folketallet i Folldal har vært i tilbakegang siden 1970-årene, dette er grunnet nedleggelse av gruvedrift i 1969.

Folldal kommune har utelukkende åpne JBA for rensing av avløpsvann. Disse består av to anlegg på hhv. 2000 PE på Moan og 500 PE ved Dalholen. Begge anlegg har egne slamavskiller som forbehandling. Vannforsyning kommer fra grunnvannsbrønner 2,5 km sør/sørvest for Moan.

Infiltrasjon som rensemetode ble først vurdert fordi det eksisterende anlegget hadde store utfordringer med å holde stabil renseeffekt. Dette var til dels grunnet pH svingninger (2,5-14) fra gruveavrenning i tillegg til høy organisk belastning fra meieri.

### 3.4.1 Dalholen 500 PE

Dalholen er et lite anlegg nordvest for Folldal på terrassen Frisvollen 17 m over Folla.

Grunnundersøkelser ble utført ved hjelp av sjakting, boring samt fullskala infiltrasjonstest som dokumenterte en hydraulisk kapasitet på 500 m<sup>3</sup>/døgn (Robertsen, 1996b).

Anlegget er utformet med to basseng med belastningsveksling på årligbasis (juni). Slam blir ikke fjernet fra bassengene og anlegget ser ut til å fungere uten videre bearbeiding. Anlegget blir opplevd som lite sårbart og enkelt i drift. Forbehandling består av slamavskiller.

Dalholen er utstyrt med en prøvetakningsbrønn og vakumsonder. I likhet med andre anlegg har vakumsondene gått tett etter noen år med drift. Grunnet feil på nivåmåler er det begrenset prøveresultat for Dalholen da brønnen tilsynelatende har vært tørr. Fra renseeffekt som er registrert har både effekt på fosfor og BOF vært over 95%.



FIGUR 3.13 BASSENG VED DALHOLEN RENSEPARK I DRIFT.

### 3.4.2 Folldal (Moan) 2000 PE



FIGUR 3.14 BASSENG 1 VED FOLLDAL RENSEPARK I DRIFT (NOVEMBER 2016, IMP).

Folldal har betydelige løsmasseavsetning langs Folla og i sidedalene. Området Moan ligger i et område mellom Folla og Mellombekken ca. 2.5 km fra Folldal sentrum. Løsmasseavsetningen ligger på en terrasseflate 50 m over elvesletten. Området er tilknyttet Folldal kommunes søppelfylling og slamlaguner og ligger 750 m fra nærmeste bebyggelse. Området har tidvis også blitt brukt til uttak av sand.

Undersøkelser ble foretatt på området i 1992, 1993 og 1995 med sjakting ned til 4 m-4,5 m dybde og sonderboring ned til 16 m, i tillegg til måling med georadar. Ved mer konkret valg av område ble Odexboring utført (Robertsen, 1995b).

Løsmassene består av ca. 15 m grusig sand og sand med underliggende siltmorene. Grunnvann ble ikke påvist i massene, men tettere lag av silt og morene gir oppstuvning/grunnvannskul ved infiltrasjon. Grunnvannsnivå er antatt ca. 46 m under terreng. Ved infiltrasjonstest ble K-verdi satt til 20-24m/døgn. Ut ifra hydraulisk kapasitet ble massene vurdert som godt egnet til infiltrasjon av avløpsvann. Det ble beregnet en teoretisk oppholdstid på 300-600 døgn før vannet ville nå elven Folla basert på en grunnvannsgradient på 8 ‰. Strømningsretning er mot nord, bort fra grunnvannskilde ved Mellombekken 1.5 km sørvest for renseseparken. Belastning ble beregnet ut ifra antall tilkoblet (1500 PE) med en reservekapasitet på 500 PE i tillegg til en økt organisk belastning tilsvarende 2800 PE på grunn av større organisk materiale og fosfor fra meieriet. Gjennomsnittlig belastning på eksisterende anlegg i 1995 var om lag 350 m<sup>3</sup>/døgn, anlegget ble dermed dimensjonert til 400 m<sup>3</sup>/døgn med mulighet for utvidelse til 500 m<sup>3</sup>/døgn ved behov. Beregning av hydraulisk kapasitet gir 5 m oppstuvning på siltlaget ved belastning av 500m<sup>3</sup>/døgn (Robertsen, 1995b).

Fylkesmannen stipulerte i utslippstillatelse at grunnvann måtte settes som resipient og at rensekrav måtte oppnås i umettet sone. På grunn av svært begrenset infiltrasjon gjennom siltlaget vil, ved drift, grunnvannskul bestående av vann fra renseparken stuve opp ca. 10 m under anlegget. Selve grunnvannet ligger antakeligvis 46 m under terreng og det er dermed bare mulig å ta prøver fra oppstuvet grunnvannskul. Dette betyr at prøver fra Moan består tilnærmet utelukkende av avløpsvann uten noen fortynning fra eksisterende grunnvann.

Ved etablering ble det bygget opp fire basseng med filterflater på om lag 1500 m<sup>2</sup>. Tabell 3.5 gir en oversikt over arealinndelingen. Anlegget er belastet fra hovedpumpestasjon med fordelingsbygg som huser ventiler til de ulike bassengene. Opprinnelig ble etablert sand/fettfang og 10 mm rist som eneste forbehandling.

TABELL 3.5 AREALFORDELING VED FOLLDAL RENSEPARK.

	Bunnflate m <sup>2</sup>	Skråninger	Total areal m <sup>2</sup>
B1	625	875	1500
B2	625	875	1500
B3	625	875	1500
B4	550	1000	1550

Bassengene ble utformet på tvers av grunnvannsstrømmen med dybde 1,2 m maks 1,5 m under terreng. Prøvebrønner ble plassert nedstrøms for basseng og vakumsonder ble installert på ulike nivå under bassengene.

Renseparken på Moan har vært i drift siden 1998. Ved oppstart resulterte den store belastningen fra meieriet, spesielt i form av fett, redusert infiltrasjonskapasitet mer enn forventet. Det ble derfor gravd ut to overløpsbasseng (5 og 6). Det ble besluttet at sedimenteringbasseng i det gamle renseanlegget skulle brukes som slamavskiller for å redusere den organiske belastningen på renseparken (1999/2000). Slamavskilleren består av 2 kammer på hhv. 50 m<sup>3</sup> (grovkammer) og 95 m<sup>3</sup> (finkammer). Når anlegget ble satt i drift produserte meieriet 60 m<sup>3</sup>/døgn i industriavløp. Dette ble redusert til 35 m<sup>3</sup>/døgn i 1999 senere avsluttet. Reduksjon av organisk belastning på infiltrasjonsanlegget har ført til økning av infiltrasjonskapasitet slik at kun de opprinnelige bassengene 1-4 blir bruk per 2017. Veksling blir utført slik at hvert basseng står i bruk ca. 1 måned med 3 måned hvile (eksempel på veksling er gitt i Tabell 3.6).



TABELL 3.6 EKSEMPEL PÅ FORDELING AV BELASTNINGSPERIODER VED FOLLDAL I 2015.

Periode: <b>2015</b>					
Måned	Mengde inn m <sup>3</sup>	Lagune 1 m <sup>3</sup>	Lagune 2 m <sup>3</sup>	Lagune 3 m <sup>3</sup>	Lagune 4 m <sup>3</sup>
Jan.	5566	0	1997	3569	0
Feb.	5244	0	3537	0	1707
Mar.	6584	2401	0	0	4183
Apr.	7938	5032	0	2906	0
Mai	8188	0	3345	4843	0
Jun.	8031	0	6160	0	1871
Jul.	10139	1467	0	0	8672
Aug.	8863	7301	0	1562	0
Sep.	7000	0	0	7000	0
Okt.	5979	0	3251	1084	1644
Nov.	5561	1768	0	0	3793
Des.	5248	3626	0	1622	0
Maks	10139	7301	6160	7000	8672
Middel	7028	1800	1524	1882	1823
Min	5244	0	0	0	0
Sum m <sup>3</sup>	<b>84341</b>	<b>21595</b>	<b>18290</b>	<b>22586</b>	<b>21870</b>



FIGUR 3.15 BASSENG 3 VED FOLLDAL RENSEPARK I HVILE (NOVEMBER 2016, IMP).

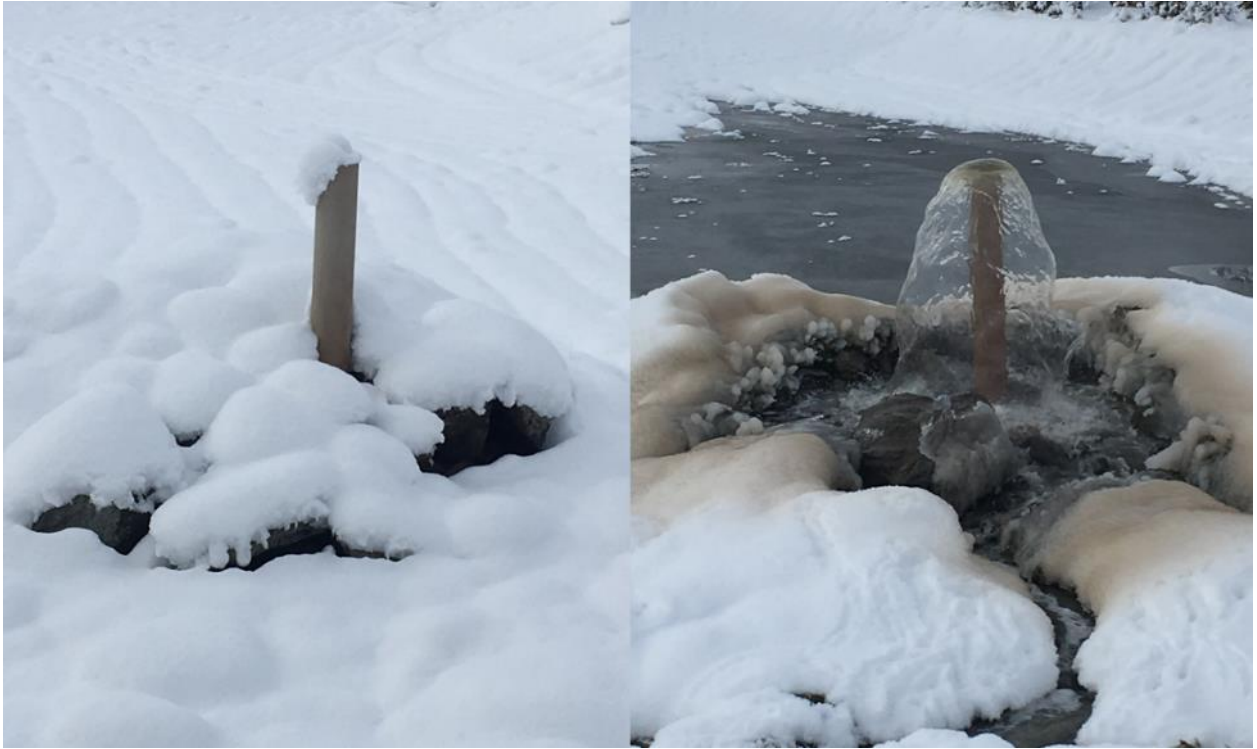
Før innveksling blir bassengene harvet med traktor for å løse opp biohud. Slam blir i stor grad separert i slamavskiller slik at det ikke har vært behov for skrapping/fjerning av slam fra bassengene. Slamavskilleren blir tømt annen hver måned (grovkammer) og hver sjetten måned (finkammer). Slammet blir ført til slamlaguner og videre kompostert på ranke. Det er i midlertid usikkert hvordan dette skal lagres videre da det mangler bruksområdet for stabilisert slam i Folldal kommune.



FIGUR 3.16 SLAMLAGUNER VED FOLLDAL, 250 M VEST FOR RENSEPARKEN (STATENS KARTVERK).

Variasjoner i avløpet, etter nedleggelse av meieriet, har til tider bestått av store mengder salt (klorid) grunnet bacalaoproduksjon, dette har også bidratt til økt organisk materiale og redusert nedbrytning. Det er lite fremmedvann i avløpet da nedbørsmengder i Folldal er begrenset (under 400 mm i året) (Meteorologisk Institutt, 2017).

Endring i utløpsløsning er gjort slik at utløpet er hevet godt over filterflaten. Dette er gjort for å forhindre tetting grunnet frost. Det kan bli meget kaldt i Folldal og lavest temperatur registrert i området på 52 kuldegrader (nyttårsaften 1979) holder uoffisiell Norgesrekord.. Det er allikevel ikke meldt noen videre driftsulemper på grunn av kulde. I tillegg er det ikke blitt registrert noen klager på lukt fra anlegget eller problemer med dyr/insekter.



FIGUR 3.17 UTLØPSUTFORMING VED FOLLDAL RENSEPARK (IMP).

Fylkesmannen satt et opprinnelig krav om 99% rensing av fosfor og 95% BOF og 100% patogener gjennom umettet sone. Det ble ikke satt krav til Nitrogen. Etter innsigelse fra kommunen ble renskrav justert til 95% for fosfor 90% for BOF. Prøvetakning blir gjort fra prøvetakningsbrønner. Vakumsonder ble installert, men er ikke i bruk da de, etter kort tid, ble tette.

### 3.5 Åmot 6000 PE

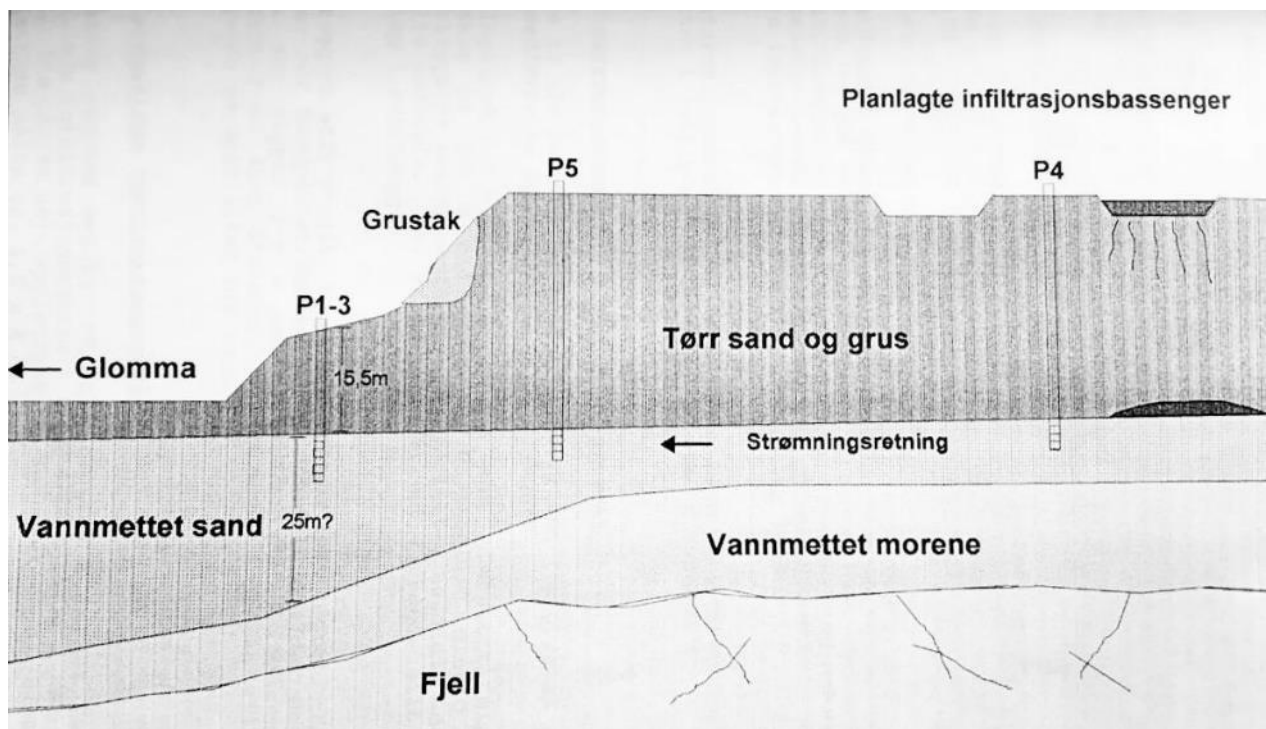
Åmot kommune ligger i Østerdalen med en befolkning på om lag 4000 innbyggere, hvorav de fleste bor i tettstedet Rena. I tillegg ligger militærbasen Rena leir i Åmot kommune.

Ved forprosjekt ble det undersøkt flere alternativer for plassering av infiltrasjonslaguner med endelig plassering på Kåsmoen, en større sand-grusavsetning 5 km nordøst for Rena sentrum.

Terrasseflate Kåsmoen ligger 40 m over og ca. 500 m unna Glomma. Området har god avstand nedstrøms fra grunnvannuttak på Almemoen. Anlegget er 400-500 m fra nærmeste bebyggelse.

Grunnundersøkelser ble utført i 1995 ved sondering, jordprøver (snitt i grustak), sjaktning (prøvegraving), seismiske målinger og måling av grunnvann (peilerør) (Robertsen, 1995c).

Det ble boret ned til 24 m og 44 m uten å påvis avstand til fjell eller tettpakkete masser. Løsmassene er preget av sand, med vekslende innhold av silt og grus. Ned mot 34 m er løsmassene løst lagret sand og grus med økende andel silt/finsand fra 30-34 m. Fra 5-10 m og 5-16 m er det lavere gjennomtrengelighet, trolig tettpakket sand (Robertsen, 1996a). Grunnvann ligger om lag 30 m under terreng med strømming mot sørvest og sør sørvest mot Glomma. De geologisk og hydrogeologisk forholdene er skissert i figur 3.41.



FIGUR 3.18 PRINSIPPSKISSE AV GEOLOGISK OG HYDROGEOLOGISK FORHOLD VED KÅSMOEN (ROBERTSEN, 1996A)

Infiltrasjonstest i liten skala ble utført med gode resultater for infiltrasjon. Hydraulisk kapasitet tilsier at  $2400 \text{ m}^3/\text{døgn}$  ( $Q_{\text{dim}}$ ) vil gi en oppstuvning på maksimalt 5 m. Umettet sone vil da være 22-25 m. Grunnvannsgradient er ca.  $4 \text{ ‰}$ . Oppholdstid mot Glomma er beregnet til minimum 100 dager.

Dimensjonerende belastning ble gjort på grunnlag av tilknytning til Rena sentrum (4000 PE) og Rena leir (2000 PE) med en mulighet for fremtidig utvidelse på 2000 PE. I etableringsfasen var det også tenkt at

anlegget skulle håndtere noe overvann. Det har i ettertid blitt etablert egen infiltrasjonsløsning for overvann nærmere sentrum ved Wahlsenteret.

Første utbyggingsfase ble utført med fire basseng for 6000 PE, dim. vannmengde 2000 m<sup>3</sup>/døgn arealbelastning 210 l/m<sup>2</sup> og filterflate på ca. 2x2400 og 2x2800. Ved behov for utvidelse kan ytterligere filterflate på 2500 m<sup>2</sup> fordelt på to basseng etableres for en total kapasitet på 6000 PE. Planlagt overvåking skulle skje via vakumsonder under basseng 1 og 3 (2-10 m dybde) samt prøvetakningsbrønner (Robertsen, 1996a).

Anlegget ble planlagt med vekslingsperioder på 1 år, der to basseng belastes om gangen. Rutiner viser at veksling foregår oftere, omlag 6 ganger i året.

De fire bassengene ble utformet i samarbeid med landskapsarkitekt og er derfor etablert med hensyn til områdets kvaliteter. Ved etablering var oppstuvning i bassengene høyere enn forventet. Årsak var knyttet til at forbehandling, som besto av 3 mm rist, ikke fungerte så godt som antatt. Dette førte til slamflukt til bassengene. I tillegg ble bassengene tilbakefylt med humusholdig toppdekke som både reduserte dybde fra 1 m til ca. 60 cm og bidro til å senke infiltrasjonskapasitet samt redusere oppstuvningsmengde.



FIGUR 3.19 HOVEDPLAN FOR RENA RENSEPARK TEGNET AV FESTE LANDSKAP OG ARKITEKTUR.

I 2010 ble det installert Salnesfilter etter maskinrenset rist. Denne krever tømning 2-3 ganger i uken. Slammet blir lagt i merkede hauger på området. Ved skraping av basseng blir slam også lagret på området.

Til tider har det vært problemer med fettinnhold i ledninger og avløp både fra Rena leir og bilverksted. Begge tilknytningene har fettavskiller som til tider ikke har fungert optimalt. Den siste tiden har organisk materiale økt grunnet drift fra ølbryggeri.

Renseparken har i tillegg slitt med perioder med mye fremmedvann. Avløpsnettet i Rena sentrum består av 62% fellesledninger som fører til mye fremmedvann på anlegget.

Det er tidligere meldt lukt fra en nabo. Dette er kun fra perioder med lavtrykk som fører luft ned fra anlegget til bebyggelsen. Etter installasjon av Salnesfilter har det imidlertid ikke vært flere klager på lukt.

Det er observert dyr (hjort, gaupe) ved anlegget uten at dette har ført til noen merkbar ulempe. Lave temperaturer har heller ikke ført til driftsulemper. Vekst av fremmedarter (solsikke- og tomatplanter i filterbunn grunnet frø fra avløpet) har blitt observert i bassengene.

Installert vakumsonder gikk tett innen 2001, mest sannsynlig på grunn av jernutfelling. Sondene står derfor ikke i bruk. Prøvetaking er utført fra brønner nedstrøms bassengene.



FIGUR 3.20 BASSENG 3 VED RENA RENSEPARK UNDER BELASTNING (FESTE LANDSKAP OG ARKITEKTUR).



*FIGUR 3.21 BASSENG 4 VED RENA RENSEPARK UNDER UTTØRNING (FESTE LANDSKAP OG ARKITEKTUR).*

Utslippstillatelse fra fylkesmannen ble først satt til 99% P og 95% for KOF og 100% rensing av smittestoffer (23.02.1996), men senere korrigert til 95% P, 75% KOF og 70% for BOF. Resipient ble satt som grensen mellom umettet og mettet sone.

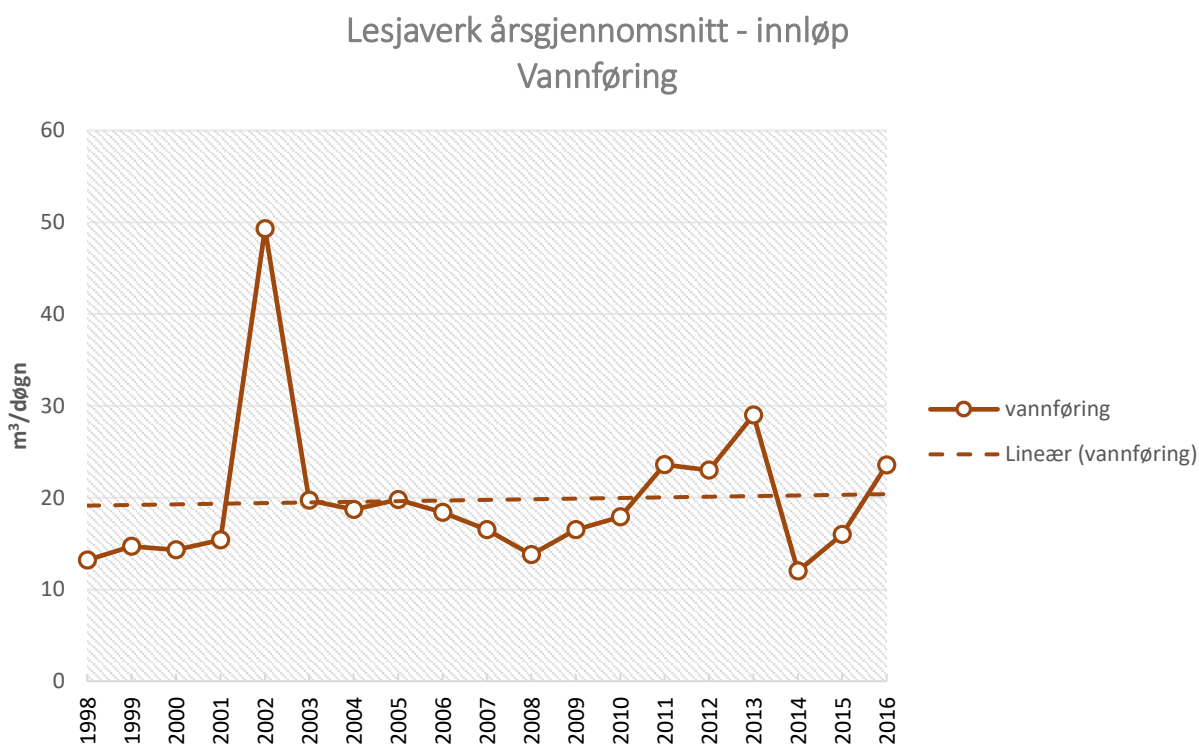
## 3.6 Prøveresultat fra anleggene

### 3.6.1 Lesjaverk

Innløpsverdier for fosfor vises i figur 3.22. Variasjonene er innenfor det normale. Vannføring (figur 3.23) viser svært høy belastning i 2002.

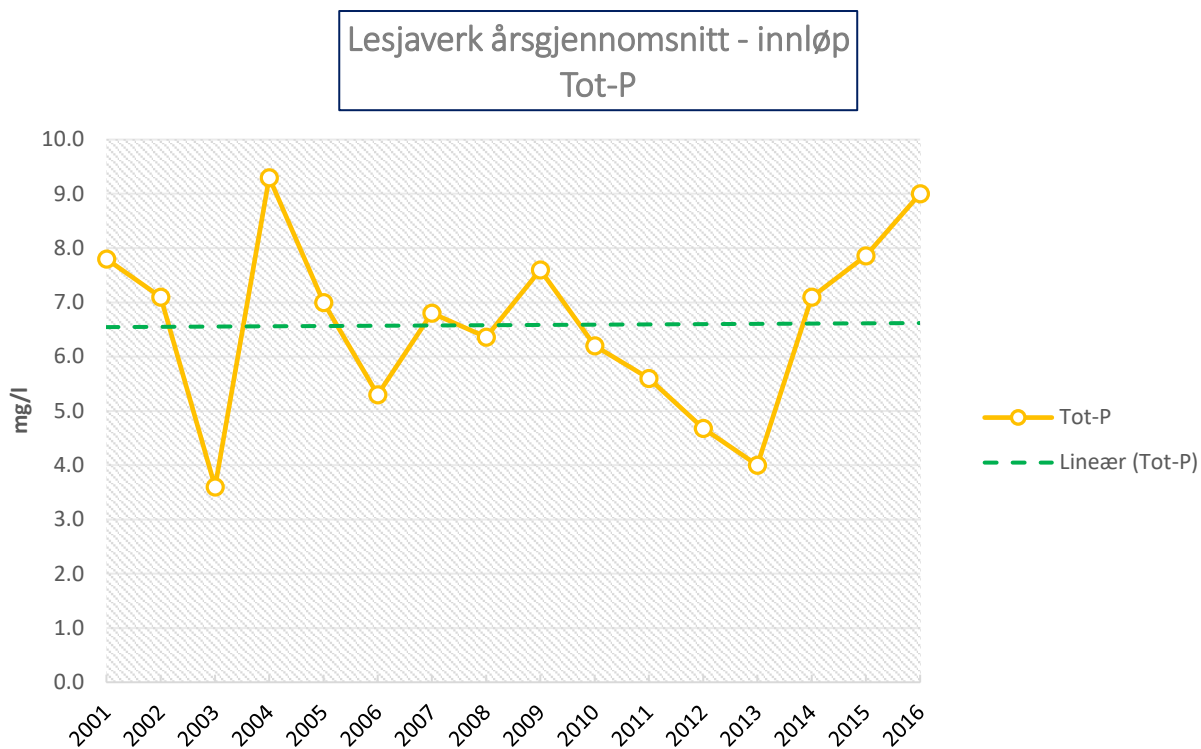
Renseeffekten på fosfor ved Lesjaverk er svært høy (97,8%-100%) for alle år med sammenlignbar data (Figur 3.24). Grunnet manglende målinger av innløp kan resultatene fra GV1 fra 1993-2000 ikke sammenlignes for renseseffekt, men fosforverdiene er svært lave som gir god renseseffekt med utgangspunkt i forventet innløpsverdier på 5-10 mg/l.

Figur 3.25 viser en økende trend i konsentrasjon av organisk materiale. Prøvedata som foreligger på BOF viser høy rensesgrad med årsgjennomsnitt mellom 97,3%-99,0% (Figur 3.26).

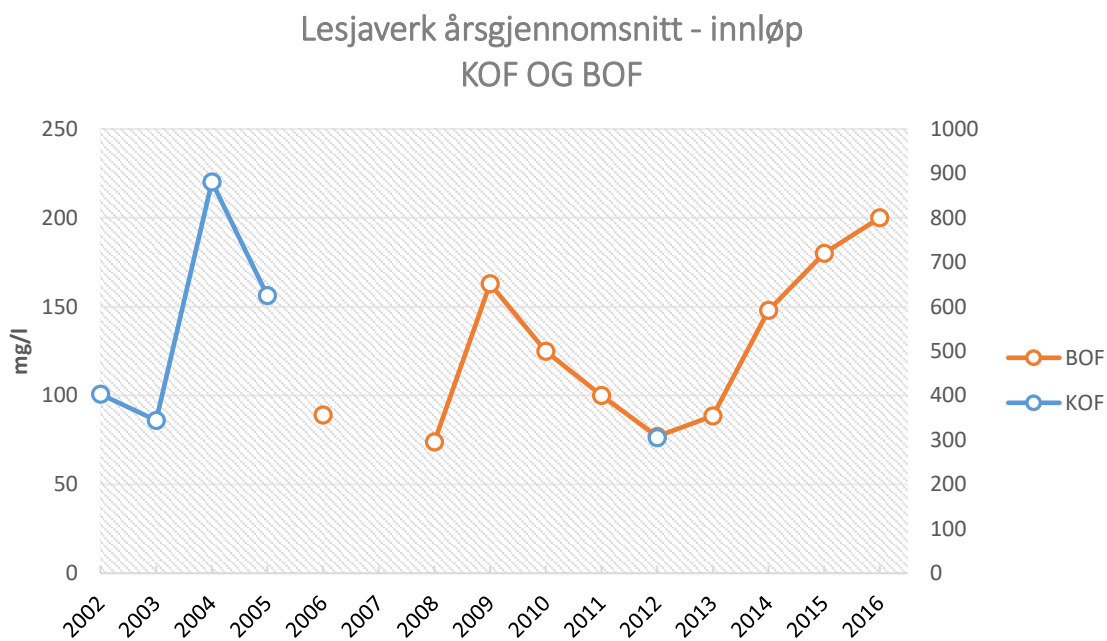


FIGUR 3.22 ÅRSGJENNOMSNIITT AV VANNFØRINGSMÅLINGER (INNLØP) VED LESJAVERK RENSEPARK VISER SPESIET HØY BELASTNING I 2002.

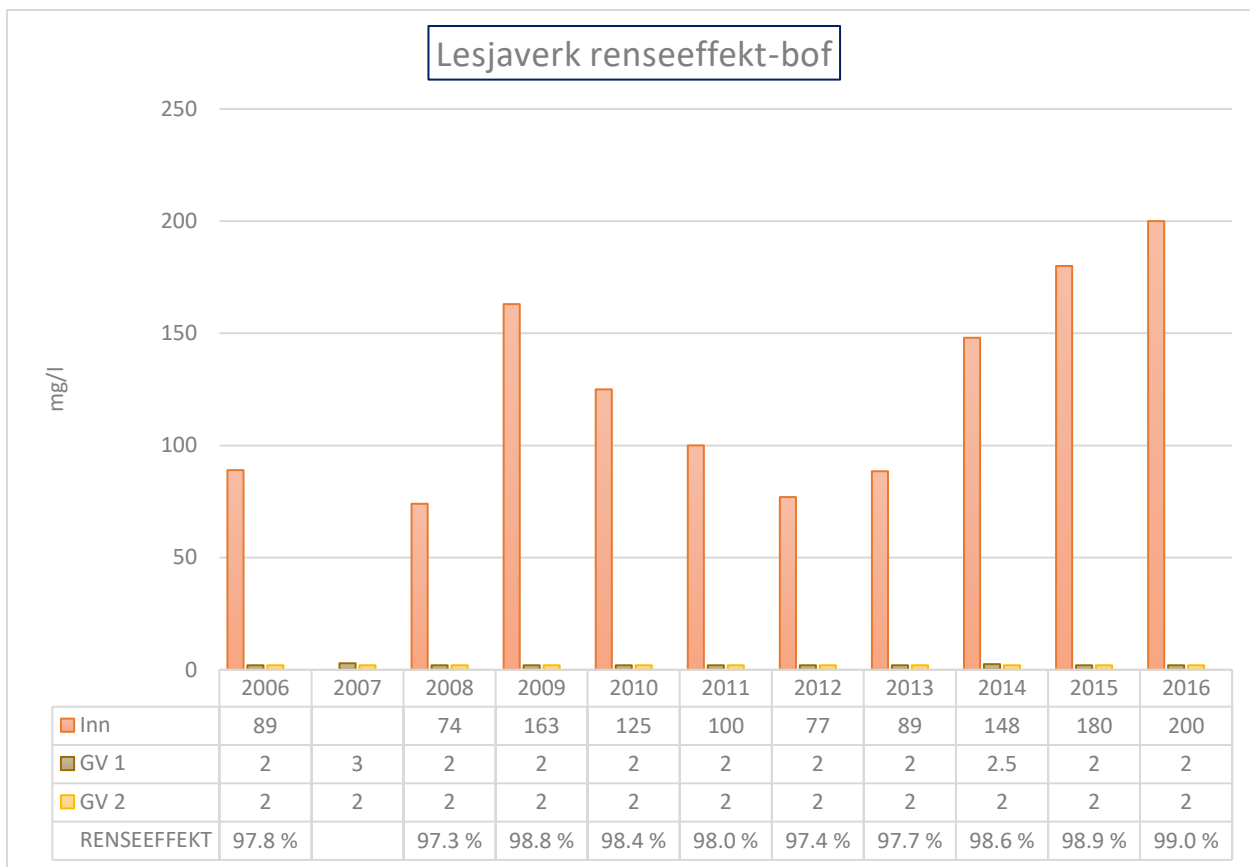




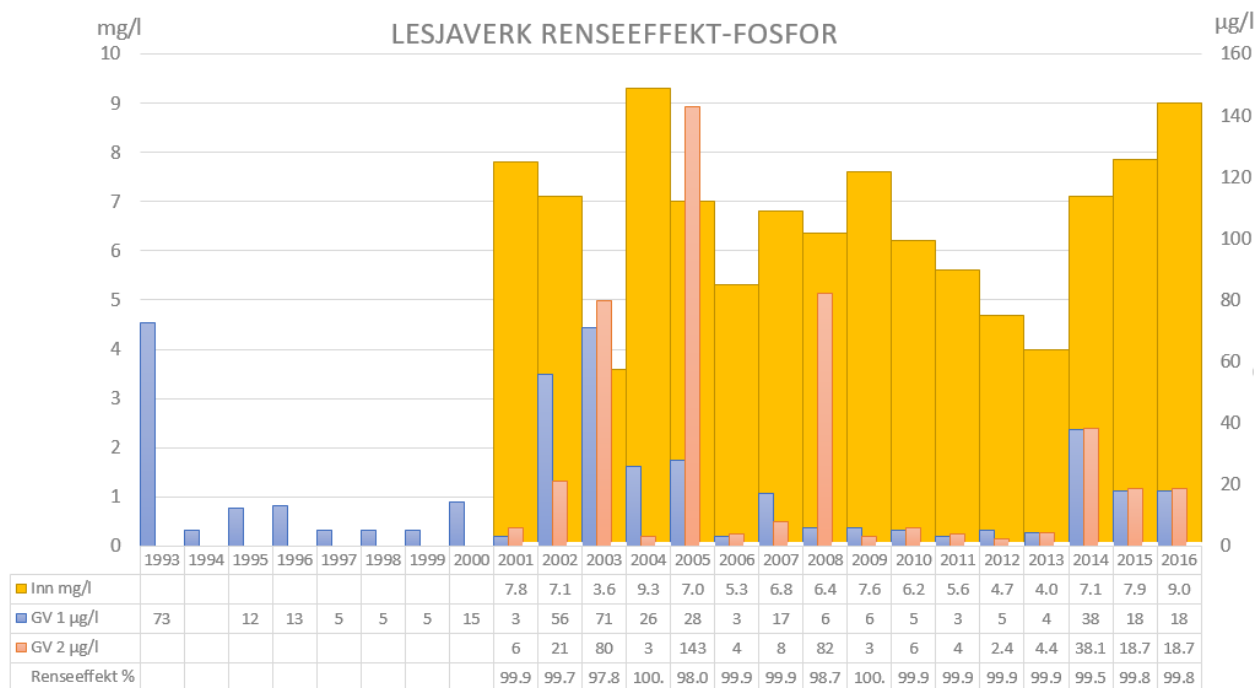
FIGUR 3.23 ÅRSGJENNOMSNIITT AV INNLØPSKONSENTRASJONER FOSFOR VED LESJEVERK RENSEPART.



FIGUR 3.24 ÅRSGJENNOMSNIITT AV INNLØPSKONSENTRASJONER FOR BOF (VENSTRE AKSE) OG KOF (HØYRE AKSE) VED LESJEVERK RENSEPART.



FIGUR 3.25 RENSEEFFEKT FOR BOF VED LESJAVERK RENSEPART.



FIGUR 3.26 INNLØP- OG UTLØPSKONSENTRASJON AV FOSFOR MED BEREGNET RENSEEFFEKT VED LESJAVERK RENSEPART. KONSENTRASJONER FOR FOSFOR I GRUNNVANNET ER OPPGITT I MIKROGRAM PER L (SEKUNDÆR Y-akse).

### 3.6.2 Lesja (Hosetmoen)

Årsgjennomsnitt på tilført avløpsvann (figur 3.27) varierer mellom 180-380 m<sup>3</sup>/døgn, ved Lesja (Hosetmoen). Årsgjennomsnitt er under dimensjonertbelastning på 450 m<sup>3</sup>/døgn. Det er registrert overskridende belastninger i kortere perioder, spesielt på våren april-juni. Største ukesbelastning er registrert i mai 2013 med et gjennomsnitt på 800 m<sup>3</sup>/døgn.

Årsgjennomsnittet av konsentrasjonen av organisk materiale ved Hosetmoen øker for perioden 2002-2016 (Figur 3.28). Det er høye verdier av BOF i perioden november-mars i 2009, 2010, 2013 og 2015.

I 2010 er det få målinger. Prøveresultat fra mai viser ekstraordinære høye verdier for organisk materiale og nitrogen samt noe høyere for fosfor og klorid (se vedlegg A). Kommunen mener dette er grunnet ekstraordinært utslipp fra Zymtech med høyt innhold av fiskeslo og lav pH.

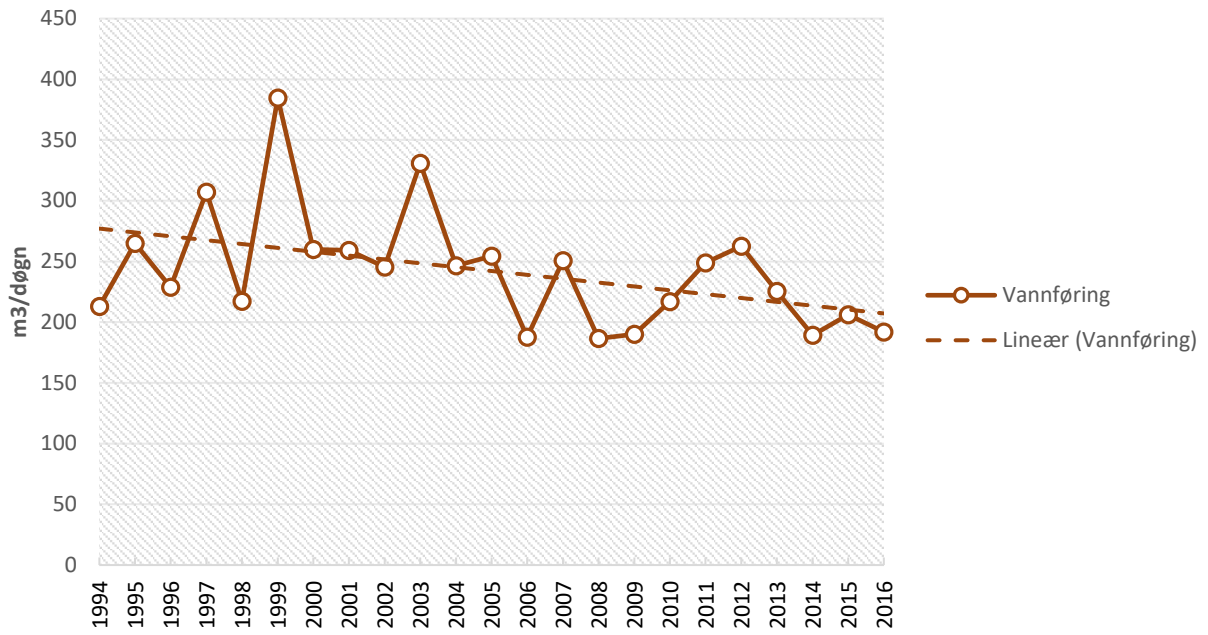
Fosfor er avtagende, ned mot 5 mg/l med høyere konsentrasjoner i årene 1996 og 2010 og lave konsentrasjoner i 2000, 2005 og 2007 (figur 3.30). Dette gjenspeiler avvikling av meieriet og påslipp fra Zymtech.

Organisk materiale reduseres som regel til under målbar verdi på 2 mg/l, med unntak i 2009 da svært høy konsentrasjon av organisk materiale er målt i GV1 (figur 3.31). 2014-2016 viser økende innhold av organisk materiale i GV1.

Renseeffekt målt fra begge brønner for BOF og fosfor er forholdsvis svært god de første årene (figur 3.31 og 3.32). I 1999 ser vi at effekten mot GV1 avtar skarpt. Videre oppstår det store variasjoner med tilfredsstillende effekt i perioden 2006-2008 og svært avtagende effekt mot 2016. Årsrapport fra 1999 begrunner dårlig renseseffekt med aktivitet hos Zymtech (da Amigo). I 2010 er det også meldt aktivitet og påslipp fra Zymtech. PH målinger (vedlegg A) viser variasjoner mellom 7- 8. Stikkprøver av innløpet har ikke fanget opp periodisk påslipp med høyt organisk materiale eller lav pH.

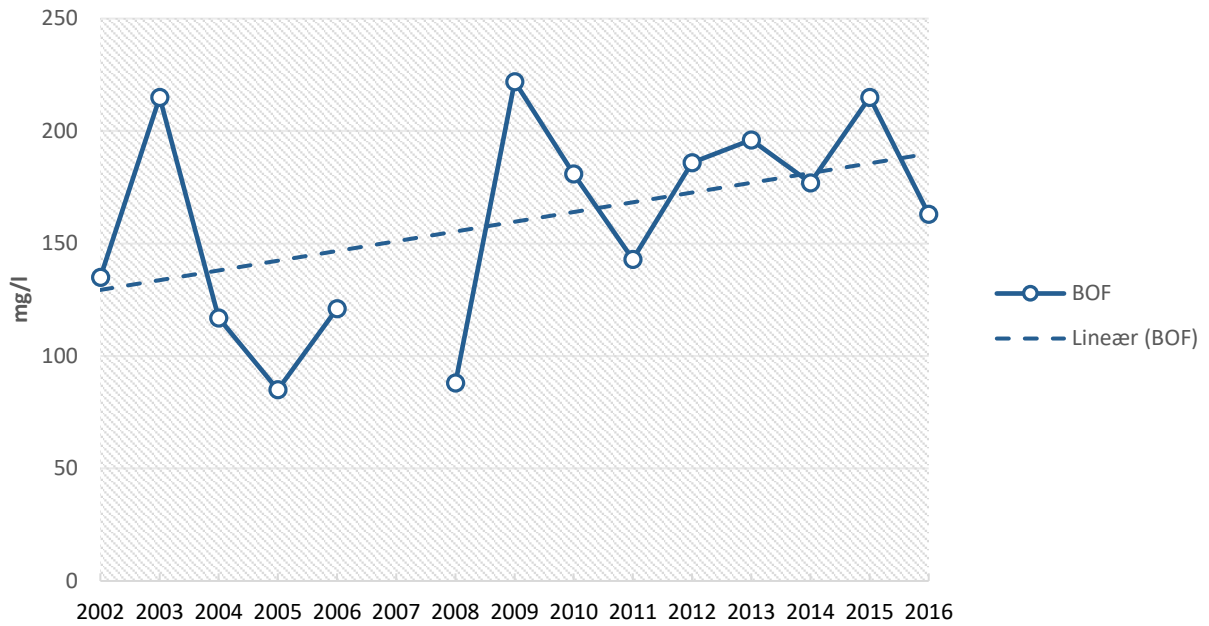
I GV2 er renseseffekten betraktelig bedre med avvik i 1999 og 2011. Dette gjelder både for BOF og fosfor (figur 3.32 og 3.33). Om renseseffekt skal vurderes som et snitt fra de to brønnene, kun fra GV2 eller kun fra GV1 er ikke helt tydelig fra rapportering fra kommunen. Utslippstillatelsen setter krav til rensning i overgangssonen mellom mettet og umettet sone. Prøver fra GV1 er fra mettet sone og således må de regnes som utslipp til resipienten (grunnvannet). Vi ser i midlertid at effekten av utslipp fra slambassengene avtar svært fort og at nedstrøms, selv med belastning fra infiltrasjonsbassengene, er prøver fra GV2 betydelig bedre.

### Lesja (Hosetmoen) årsgjennomsnitt - innløp vannføring



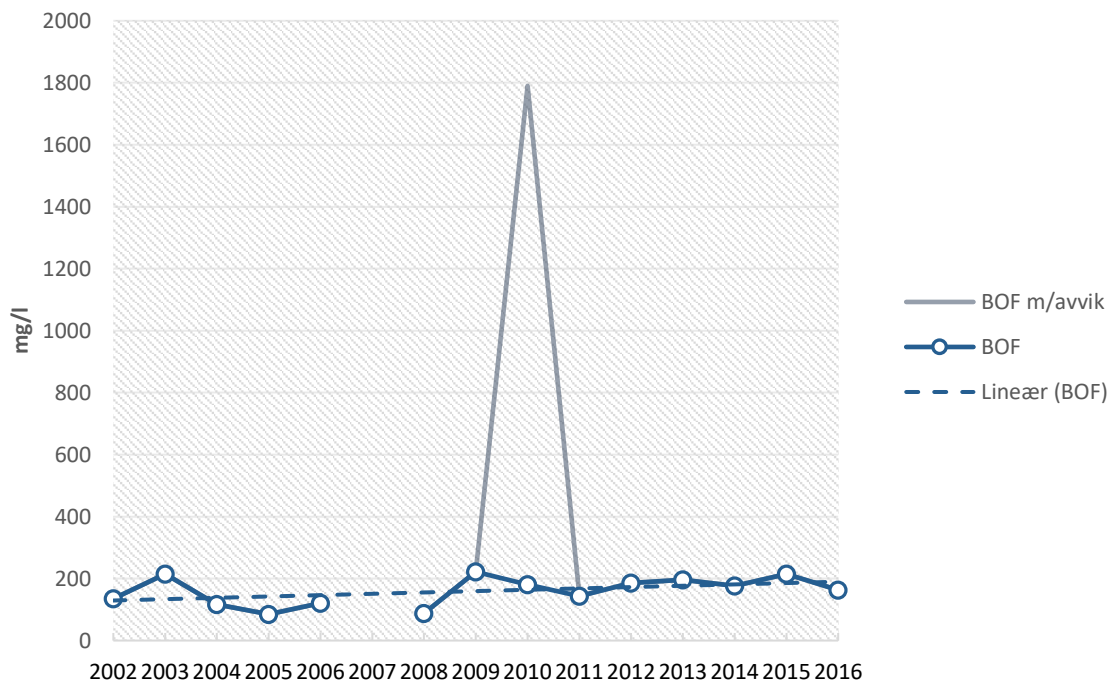
FIGUR 3.27 ÅRSGJENNOMSNIITT AV VANNFØRINGSMÅLINGER (INNØP) VED LESJA (HOSETMOEN) RENSEPARK.

### Hosetmoen årsgjennomsnitt - innløp BOF



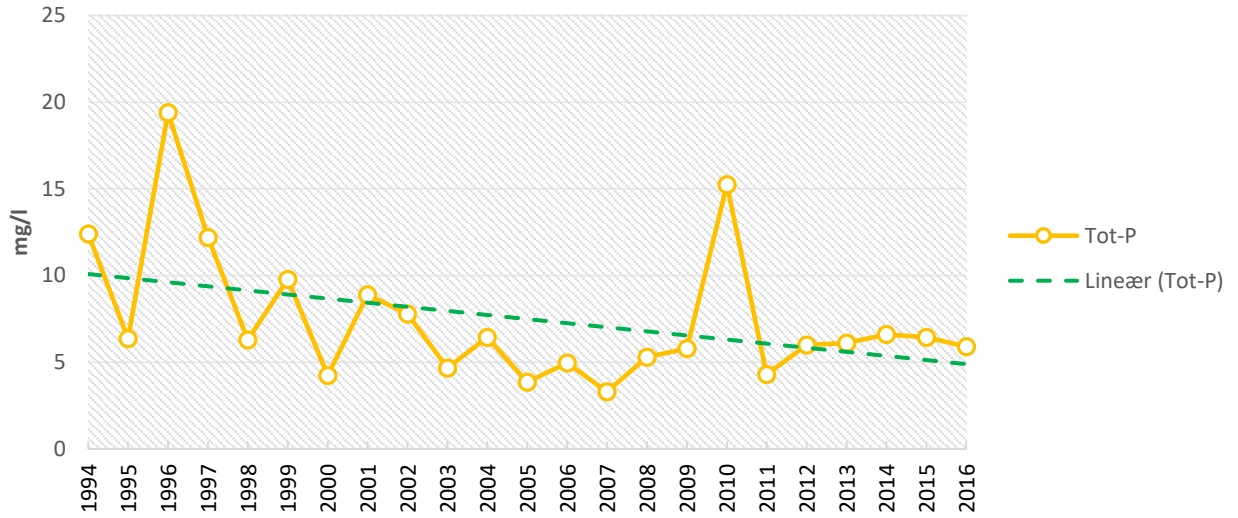
FIGUR 3.28 ÅRSGJENNOMSNITT AV BOF (INNLØP) FOR 2002-2016 VED LESJA (HOSETMOEN) RENSEPARK.

### Hosetmoen årsgjennomsnitt - innløp BOF inkl. avvik



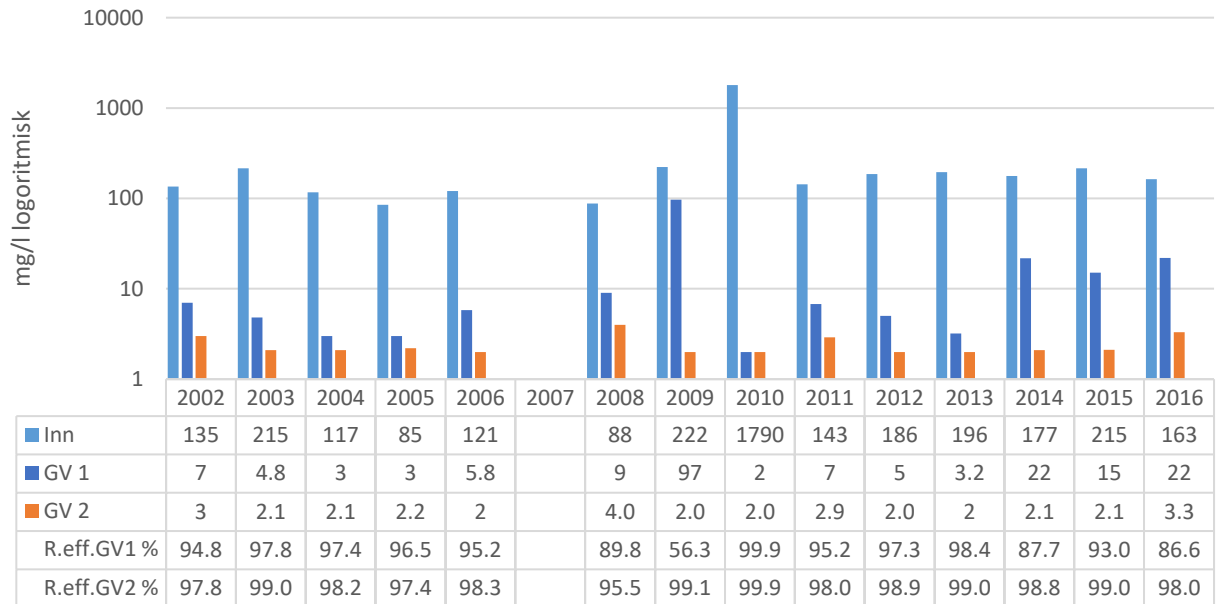
FIGUR 3.29 ÅRSGJENNOMSNITT AV INNLØPSKONSENTRASJONER FOR BOF VED LESJA (HOSETMOEN) RENSEPARK. I 2010 GA EN MÅLING PÅ CA. 4000 MG/L ET ENORMT UTSLAG PÅ ÅRSGJENNOMSNITTET. GRÅ OG BLÅ LINJE REPRERENTERER ÅRSGJENNOMSNITT BEREGNET HENHOLDSVIS MED OG UTEN AVVIKET.

### Lesja (Hosetmoen) årsgjennomsnitt - innløp Tot-P



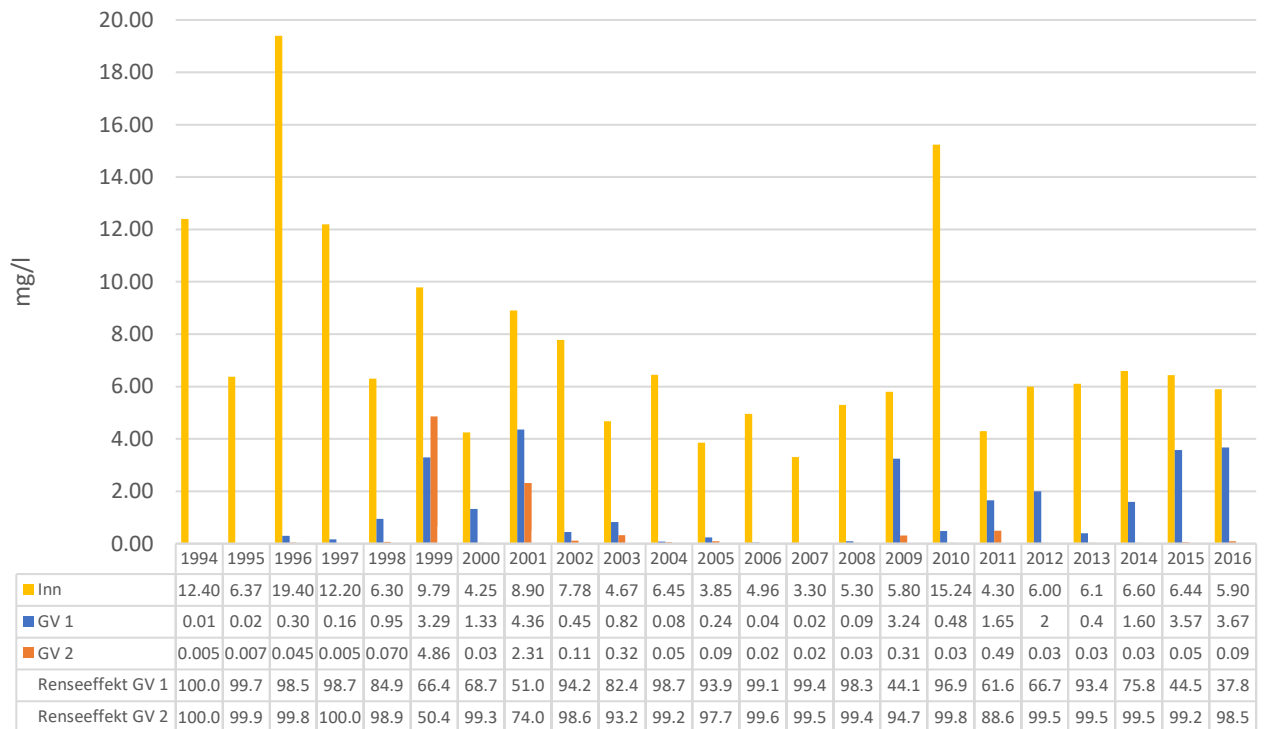
FIGUR 3.30 ÅRSGJENNOMSNITT AV INNLØPSKONSENTRASJON FOR FOSFOR VED LESJA (HOSETMOEN) RENSEPARK.

### Lesja (Hosetmoen) renseeffekt-BOF



FIGUR 3.31 SAMMENSTILLING AV INNLØPSKONSENTRASJONER, GRUNNVANNSKONSENTRASJONER OG BEREGNET RENSEEFFEKT FOR ORGANISK MATERIALE VED LESJA (HOSETMOEN) RENSEPARK.

## Lesja (Hosetmoen) renseeffekt-Fosfor



FIGUR 3.32 SAMMENSTILLING AV INNLØPSKONSENTRASJONER, GRUNNVANNSKONSENTRASJONER OG BEREGNET RENSEEFFEKT FOR FOSFOR VED LESJA (HOSETMOEN) RENSEPARK.

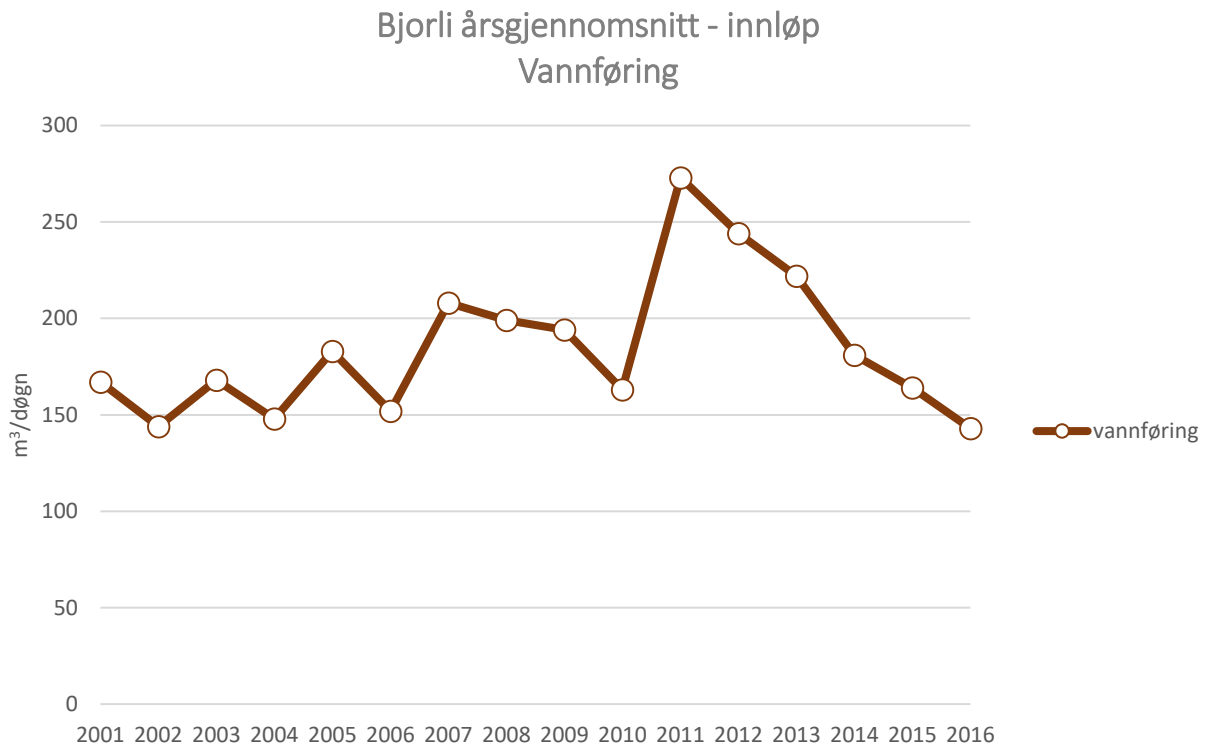
### 3.6.3 Bjorli

Vannføringsmålinger på innløpet er spesielt høy i 2011 (Figur 3.33) som er et år med høye nedbørsmengder (Meteorologisk Institutt, 2017). Høye verdier av organisk materiale i 2009 og 2011 skyldes trolig spekematsprodusent (Figur 3.34). Usedvanlige høye konsentrasjoner for klorid (spesielt i 2003) skyldes saltholdig utslipp fra spekematsprodusent (figur 3.36). Det er meldt at spekematsprodusenten har innført tiltak til å doser/utjevne saltutslippet sitt, men innløpsverdier ved Bjorli er konsekvent høyere enn det som er vanlig avløpsvann (tabell1.2).

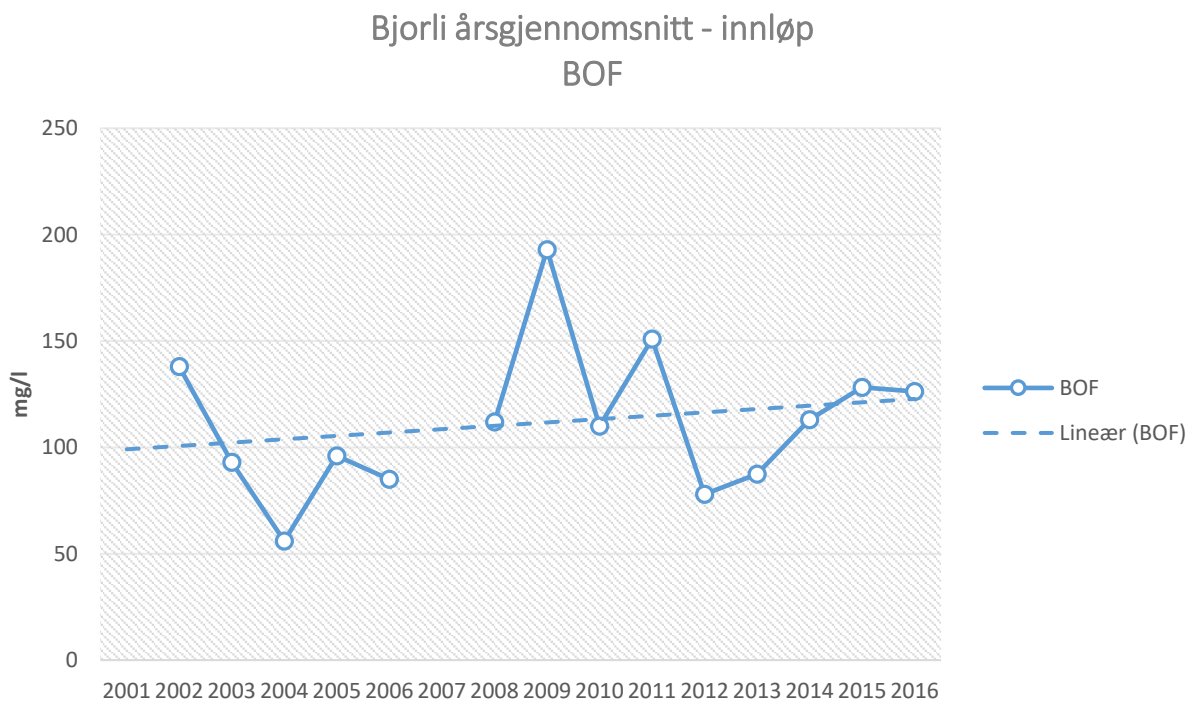
Konsentrasjoner av organisk materiale ser ut til å holde seg relativt stabilt i forhold til vannføring (Figur 3.33). Lav vannføring indikerer gjerne mindre innlekking av fremmedvann og dermed høyere konsentrasjon av avløp.

Sammenstilling av renseeffekt på fosfor og BOF (figur 3.37 og 3.38) viser effekt målt fra både prøvetakningsbrønn 1 (GV1) og prøvetakningsbrønn 2 (GV2) som ligger henholdsvis nedstrøms fra basseng 1 og 2. Økte konsentrasjoner i utløpet tyder på hvilket basseng som står i bruk. Vi ser at basseng 1 er hyppigst i drift (i samsvar med Tabell 3.3).

Renseeffekten (BOF) har vært forholdsvis god med noen unntak. Det er registrert nedsatt renseeffekt i 2003 (GV1), 2011 og 2012 (GV2). I 2016 er rensegraden sterkt avtagende (GV1). Renseeffekt (GV1 og GV2) på fosfor er stabilt høy (Figur 3.38).



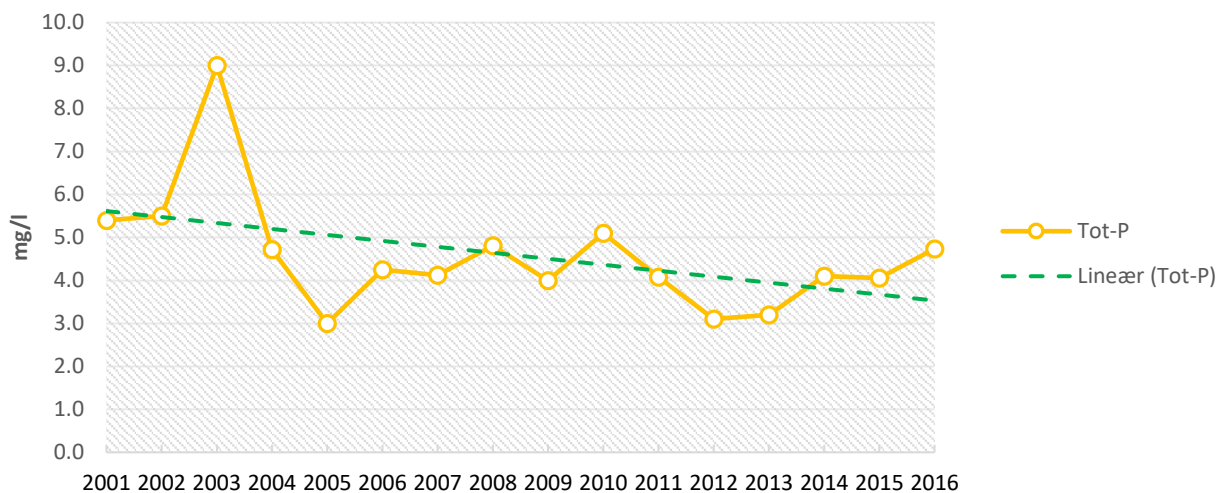
FIGUR 3.33 ÅRSGJENNOMSNIITT AV VANNFØRINGSMÅLINGER (INNLØP) VED BJORLI RENSEPARK.



FIGUR 3.34 ÅRSGJENNOMSNIITT AV INNLØPSKONSENTRASJONER FOR ORGANISK MATERIALE VED BJORLI RENSEPARK.

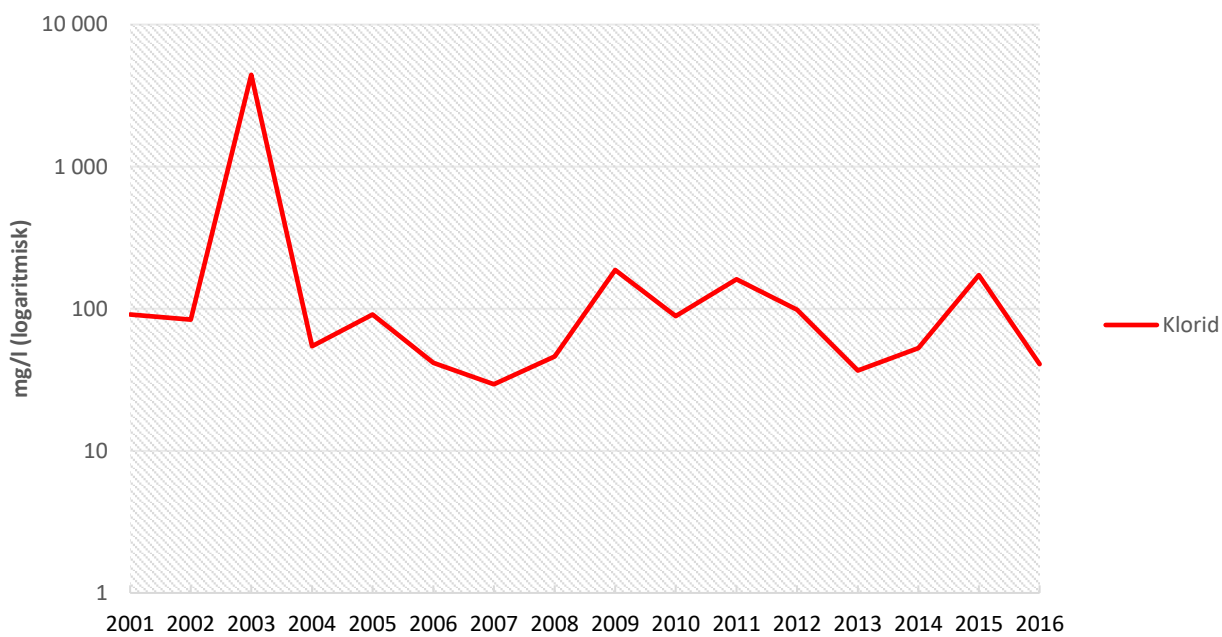


### Bjorli årsgjennomsnitt - innløp Tot-P



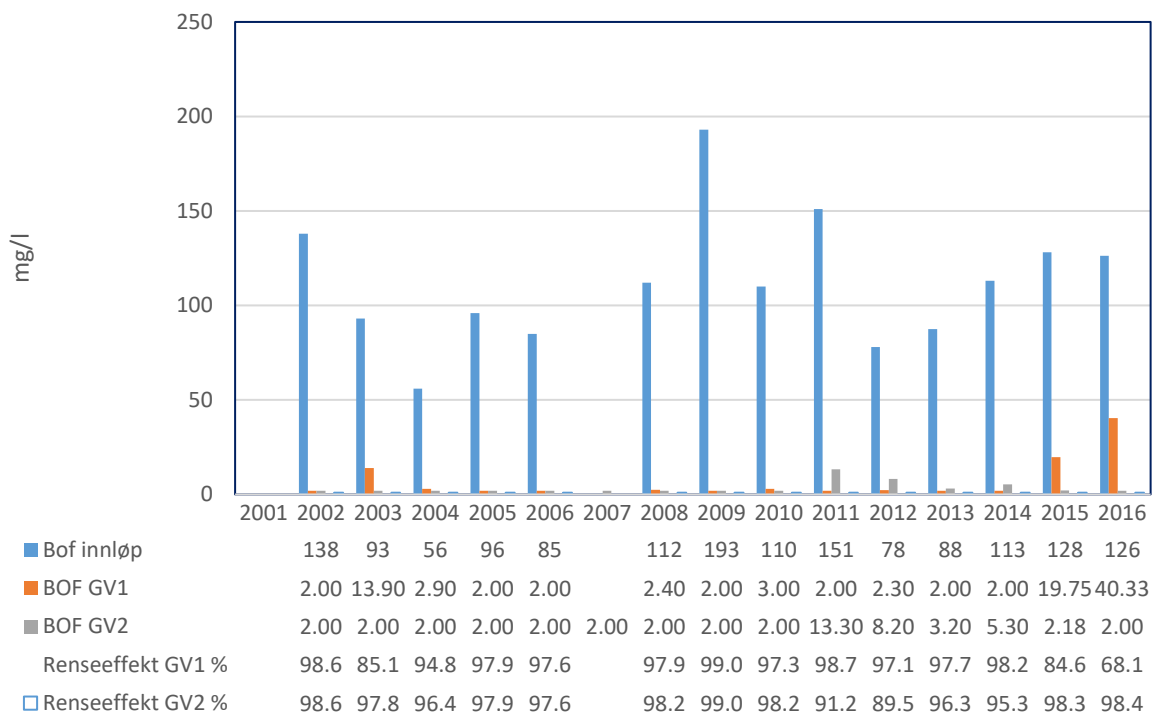
FIGUR 3.35 ÅRSGJENNOMSNITT AV INNLØPSKONSENTRASJON FOR FOSFOR VED BJORLI RENSEPARK.

### Bjorli årsgjennomsnitt- innløp Klorid



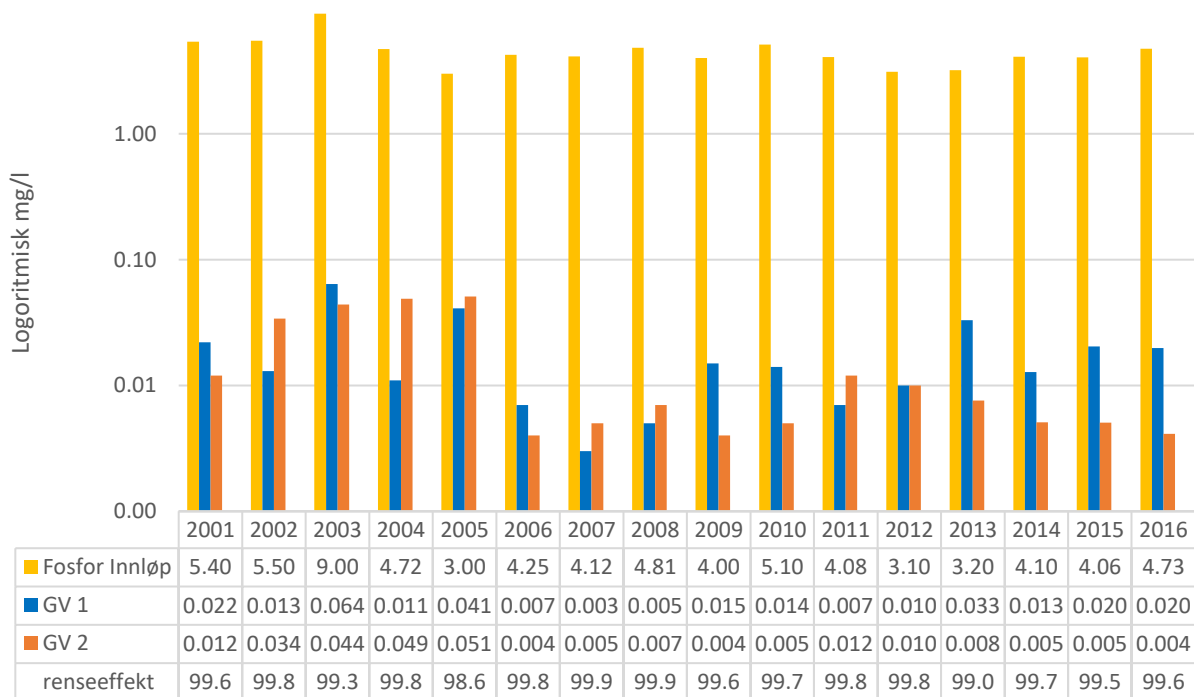
FIGUR 3.36 ÅRSGJENNOMSNITT AV INNLØPSKONSENTRASJONER FOR KLORID VED BJORLI RENSEPARK.

### Bjorli renseeffekt-BOF



FIGUR 3.37 SAMMENSTILLING AV BOF FRA INNLØP OG GV-BRØNNER VED BJORLI RENSEPARK. TALL FRA 2015 OG 2016 VISER AVTAGENDE EFFEKT PÅ RENSNING AV ORGANISK MATERIALE, MED VERDIER FOR 2016 UNDER RENSEKRAV.

### Bjorli renseeffekt-Fosfor



FIGUR 3.38 SAMMENSTILLING AV FOSFOR FRA INNLØP OG GV-BRØNNER VED BJORLI RENSEPARK VISER HØY RENSEGRAD I HELE DRIFTSTIDEN.

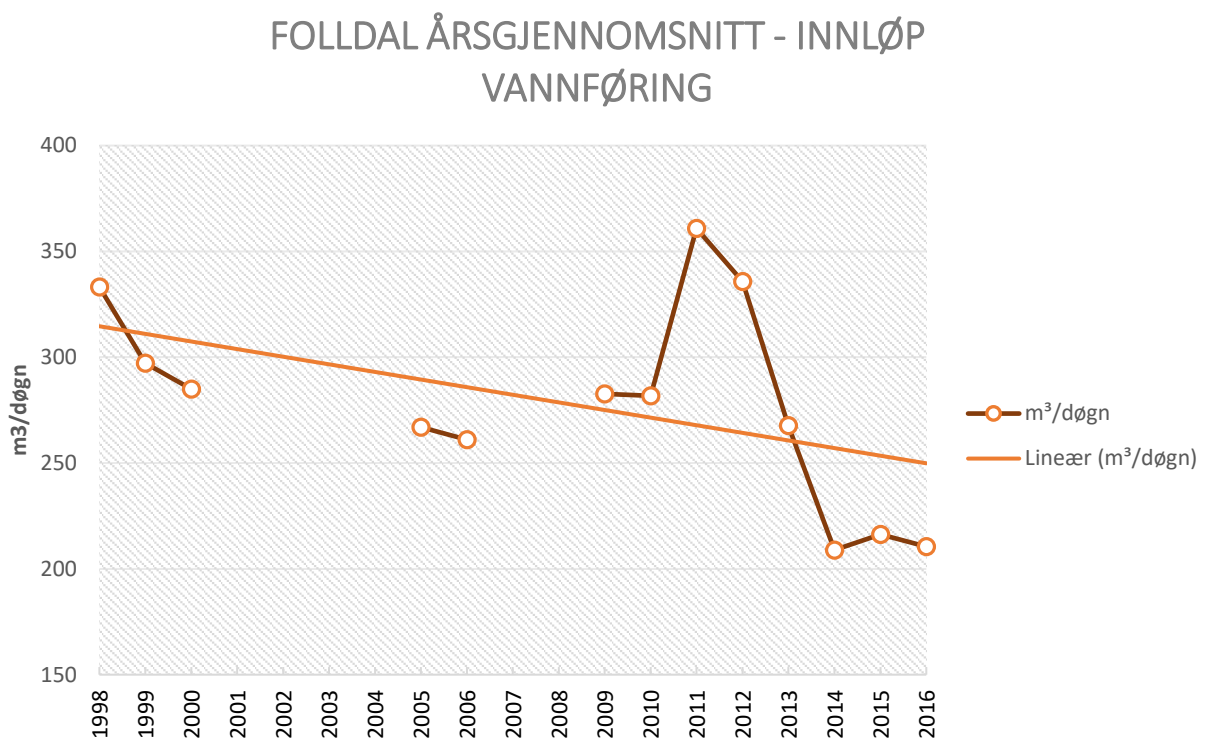
### 3.6.4 Folldal

Vannføring viser en avtagende trend (Figur 3.39). Belastning er betydelig lavere enn dimensjonert. Belastning er som regel høyest i mai-juli grunnet snøsmelting. Enkelte år (2006 og 2011) overstiger vannføring 600 m<sup>3</sup>/døgn. Dette indikerer enda høyere belastning i kortere perioder da registrerte verdier kun er månedsgjennomsnitt.

Innløpskonsentrasjoner for BOF (figur 3.40) viser svingninger som stemmer overens med høyere organisk belastning i 1998 og 1999 og lavere konsentrasjon i år med høy vannføring (2006).

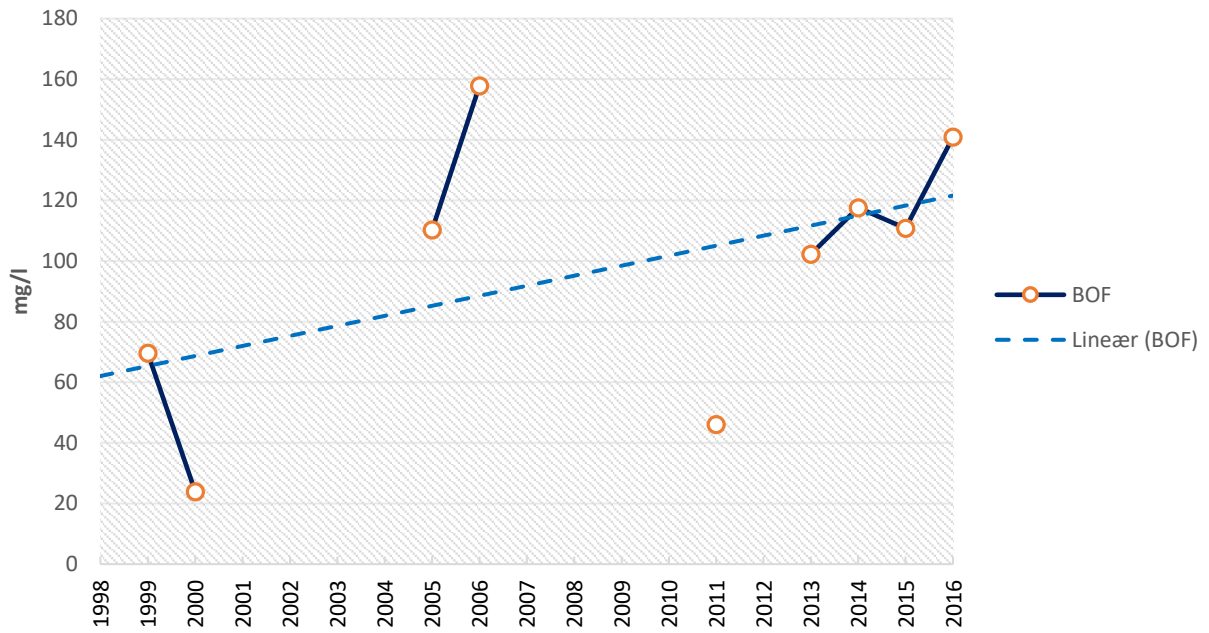
Konsentrasjoner av fosfor er lite varierende med korresponderende uttynning med høy vannføring i 2011 (Figur 3.41).

Renseeffekt viser lite variasjon og er jevnt høy for alle år (Figur 3.42-3.43) med unntak av organisk materiale i 1999.



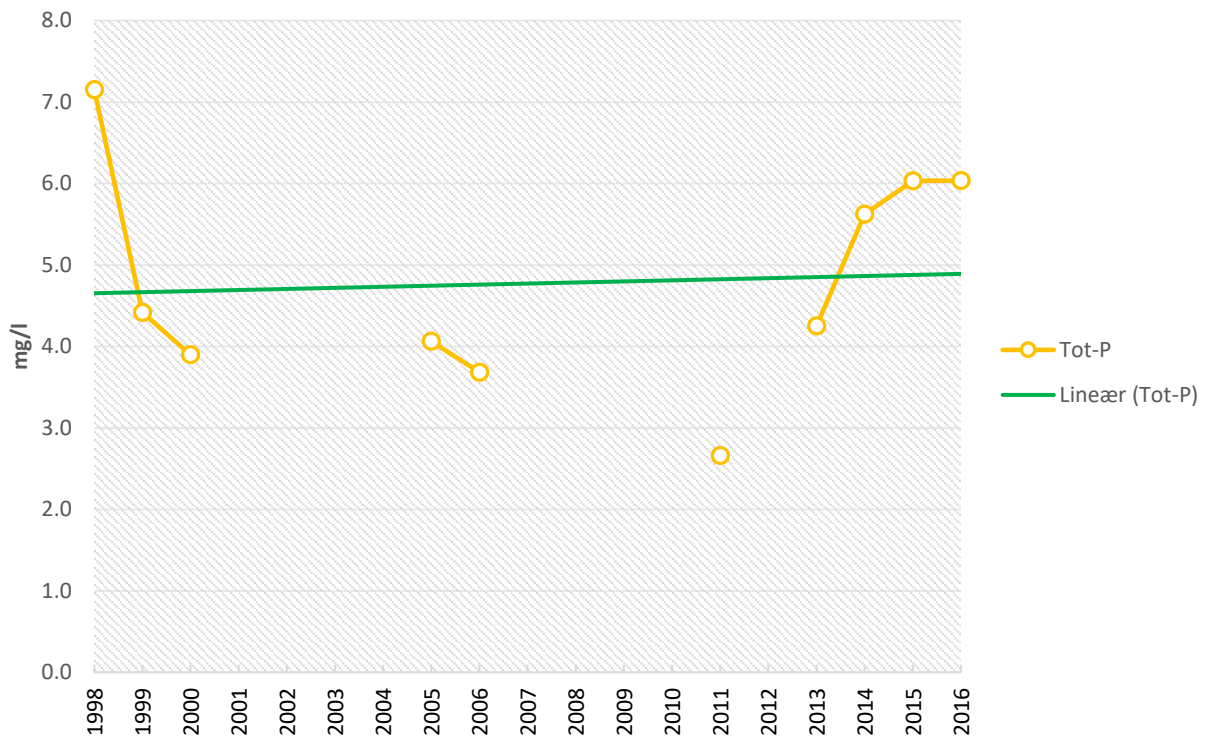
FIGUR 3.39 ÅRSGJENNOMSNIITT AV VANNFØRINGSMÅLINGER (INNLØP) VED FOLLDAL RENSEPARK.

### Folldal årsgjennomsnitt - innløp BOF



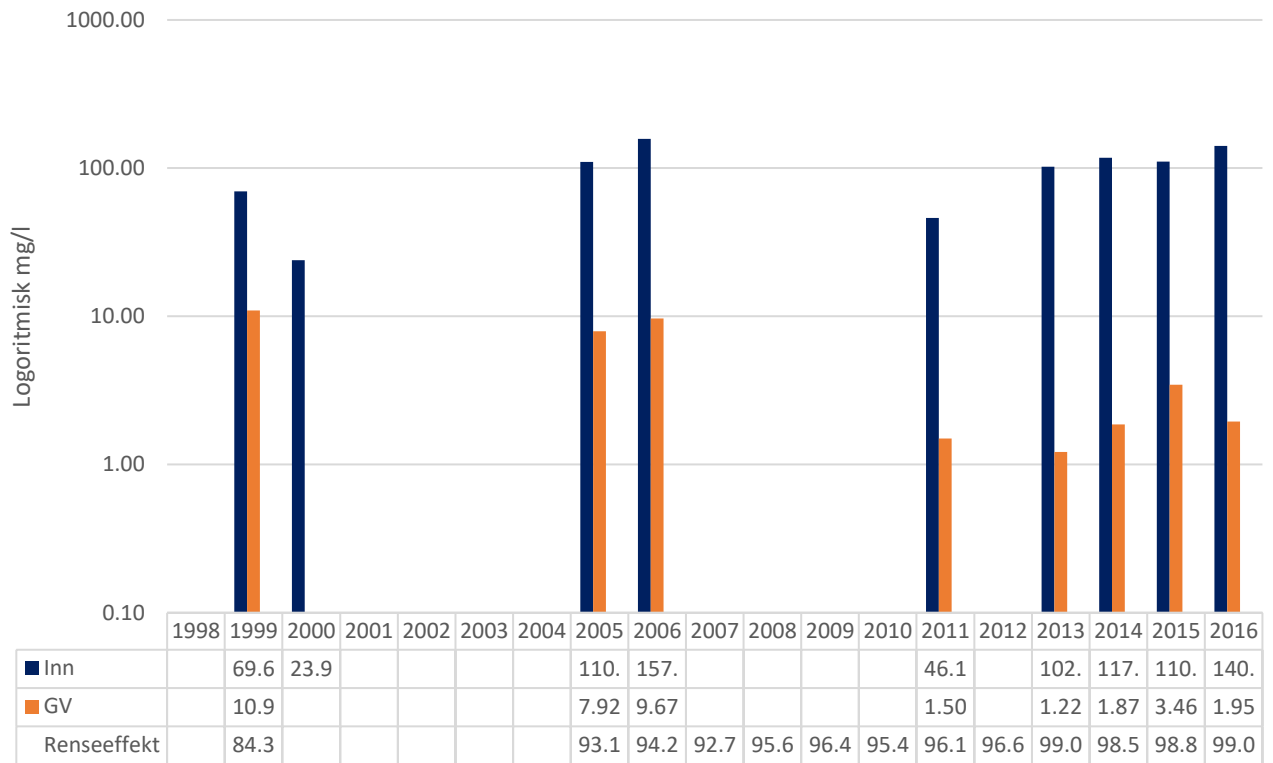
FIGUR 3.40 ÅRSGJENNOMSNITT AV INNLØPSKONSENTRASJON AV ORGANISK MATERIALE VED FOLLDAL RENSEPARK.

### Folldal årsgjennomsnitt - innløp Tot-P



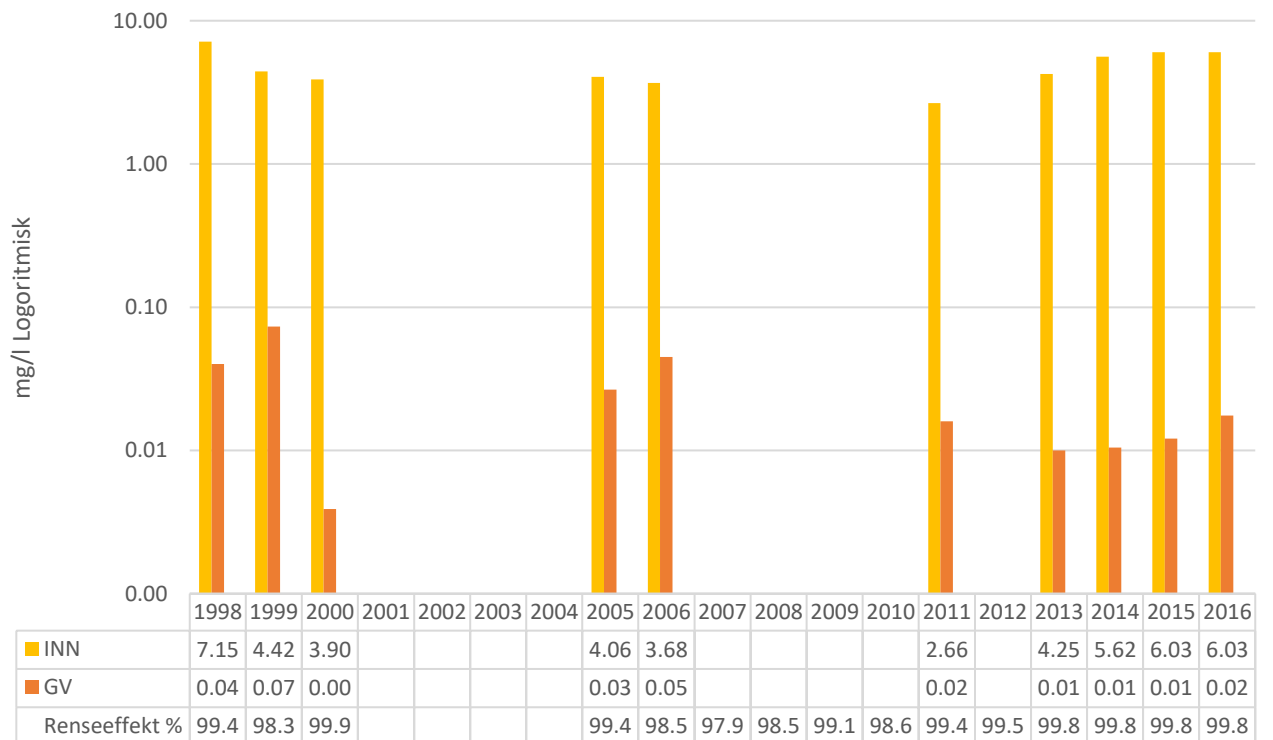
FIGUR 3.41 ÅRSGJENNOMSNITT AV INNLØPSKONSENTRASJON FOR FOSFOR VED FOLLDAL RENSEPARK.

### Folldal renseeffekt-BOF



FIGUR 3.42 SAMMENSTILLING AV INNLØPSKONSENTRASJONER OG GRUNNVANNKONSENTRASJONER AV ORGANISK MATERIALE OG BEREGNET RENSEEFFEKT VED FOLLDAL RENSEPAK.

### Folldal renseeffekt-Fosfor



FIGUR 3.43 SAMMENSTILLING AV INNLØPSKONSENTRASJONER OG GRUNNVANNKONSENTRASJONER AV FOSFOR OG BEREGNET RENSEEFFEKT VED FOLLDAL RENSEPAK.

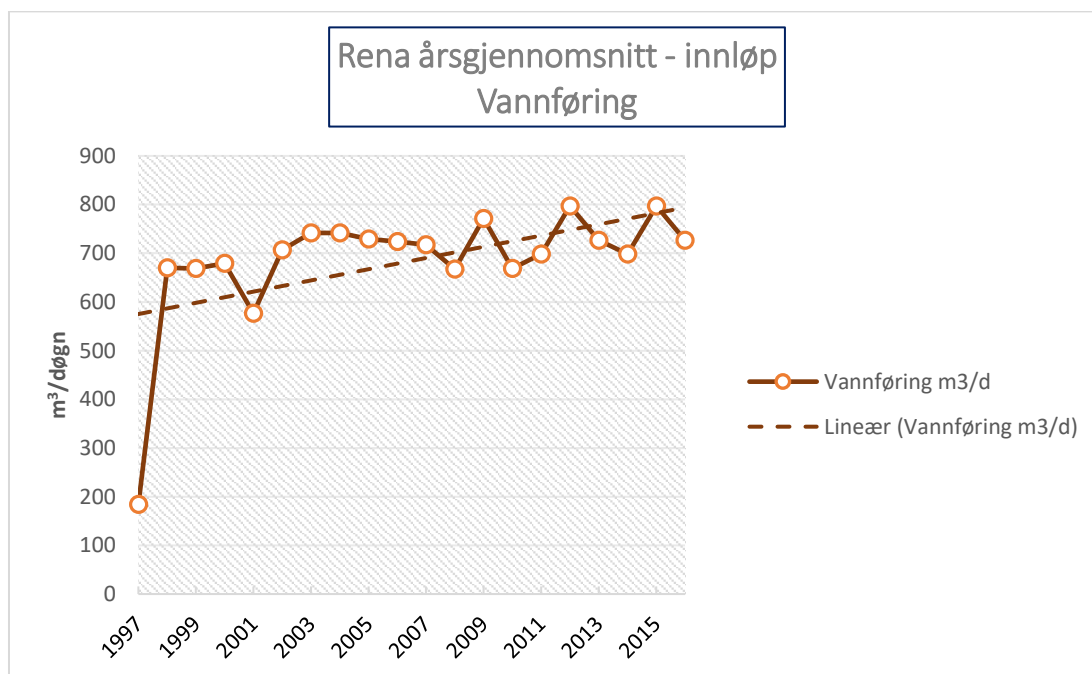
### 3.6.5 Rena

Vannføring er jevnt økende dette stemmer dårlig med økende grad av separasjon på avløpsnettet (figur 3.44).

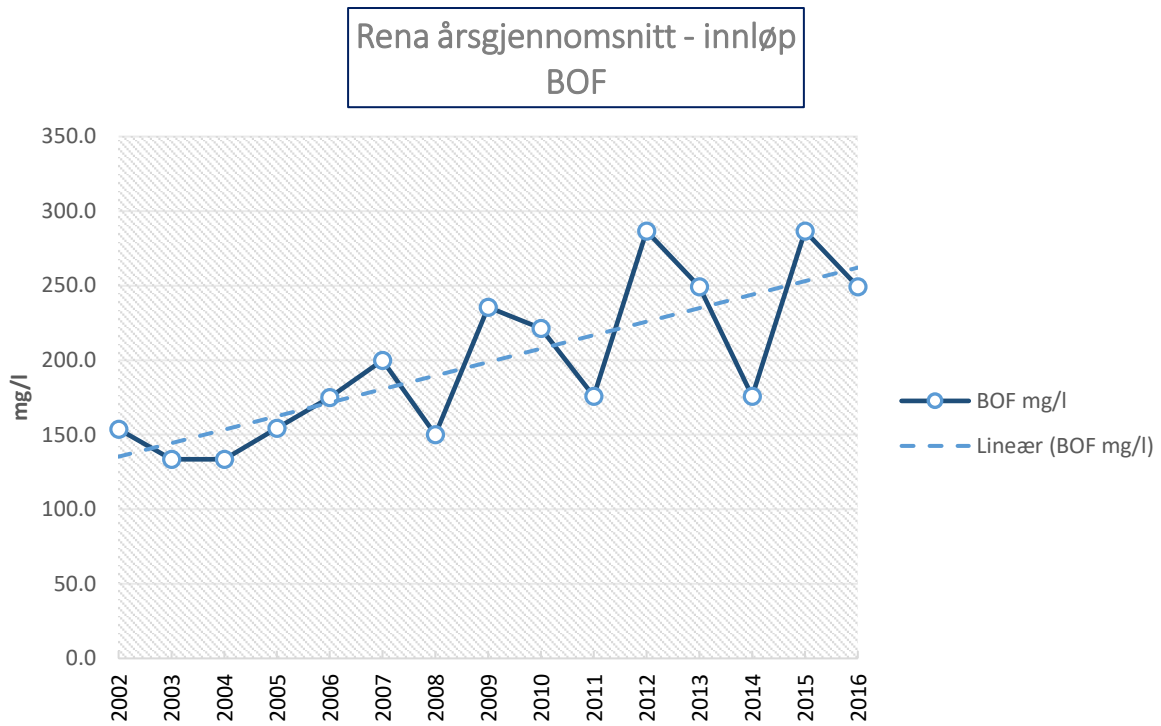
Økende konsentrasjon av organiske materiale med regelmessig svingninger (figur 3.45) tyder på en økning i sanitærløp.

Renseeffekt på organiske materiale (figur 3.47) er over krav på 70% reduksjon (samt konsentrasjon 25 mg/l) med noe sammenheng mellom høy belastning og redusert renseseffekt (2012,2015).

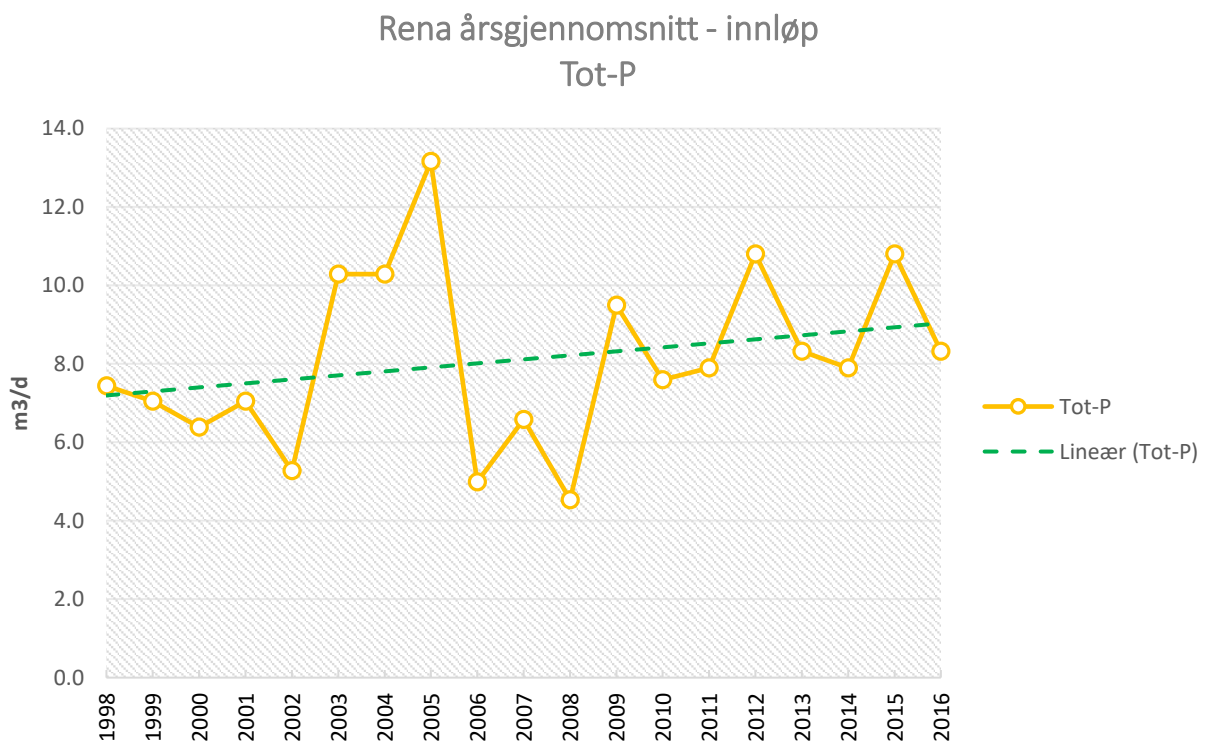
Renseeffekt på fosfor (3.48) er over 90% for alle år med stabil effekt frem til 2009. Det er registrert noe variasjon på renseseffekten mellom 2009-2016.



FIGUR 3.44 ÅRSGJENNOMSNITT AV VANNFØRINGSMÅLINGER (INNLØP) VED RENA RENSEPARK VISER EN GRADVIS ØKNING I BELASTNING.

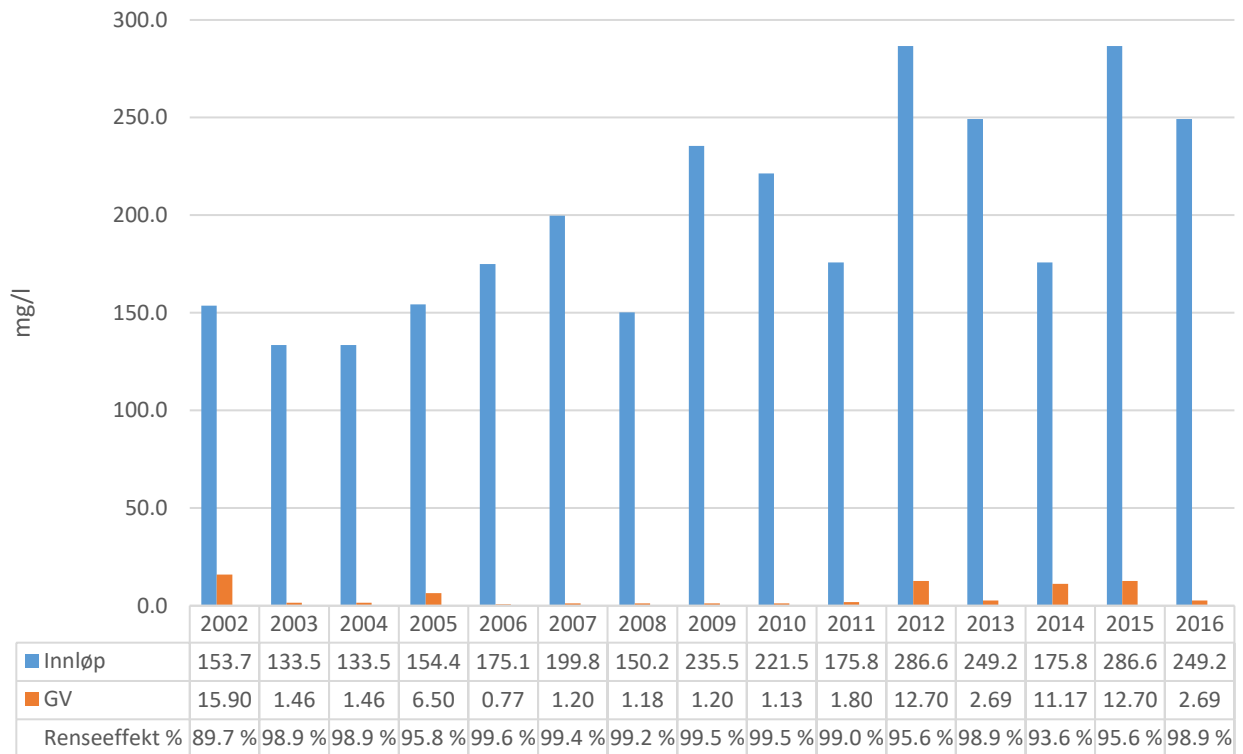


FIGUR 3.45 ÅRSGJENNOMSNIITT AV INNLØPSKONSENTRASJONER AV BOF VED RENA RENSEPARK.

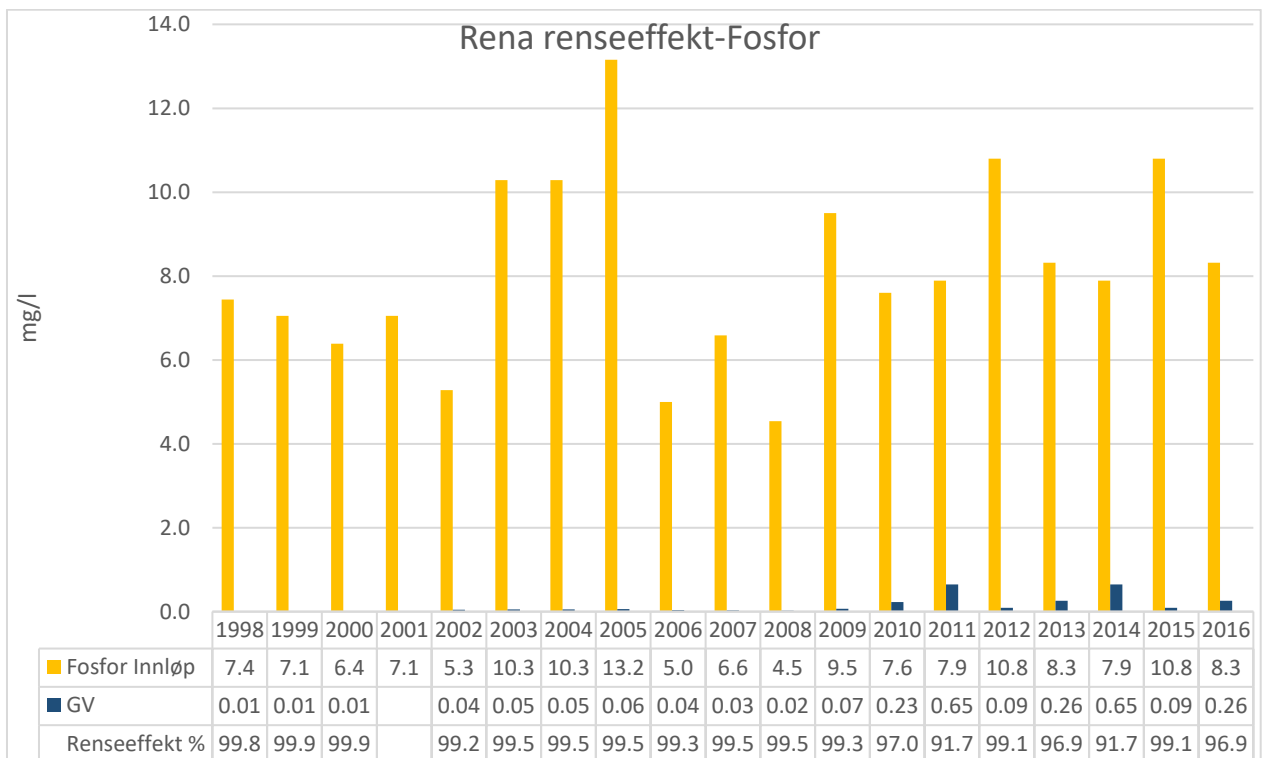


FIGUR 3.46 ÅRSGJENNOMSNIITT AV INNLØPSKONSENTRASJONER AV FOSFOR VED RENA RENSEPARK.

### Rena renseeffekt-BOF



FIGUR 3.47 SAMMENSTILLING AV KONSENTRASJONER AV ORGANISK MATERIALE OG RENSEEFFEKT VED RENA RENSEPARK. RENSEEFFEKTEN ER STORT SETT STABIL MEN MED REDUSERT EFFEKT I 2014 OG 2015.



FIGUR 3.48 SAMMENSTILLING AV FOSFORKONSENTRASJONER OG RENSEEFFEKT VISER NOENLUNDE STABIL EFFEKT VED RENA RENSEPARK.



### 3.7 Oppsummering av prøveresultat

TABELL 3.7 OVERSIKT OVER RENSEKRAV PER GJELDENE UTSLIPPSTILLATELSE, DRIFTSÅR, OG PRØVETAKINGSSTATUS FOR ALLE ANLEGG. \*FORELIGGER KUN RENSEEFFEKT OG IKKE PRØVEDATA FOR ET ANTALL ÅR.

Rensepark	Rensekrav	Drift fra	Prøvetakning
Lesjaverk	95% P, 75% KOF, 70% BOF	1993	X
Lesja (Hosetmoen)	95% P, 75% KOF, 70% BOF	1994	X
Bjorli	95% P, 75% KOF, 70% BOF	2000	X
Vingelen	95% P	1998	
Koppang	90% P, 70% BOF	2005	
Folldal	98% P, 95% KOF	1997	X
Dalholen	95% P, 75% KOF 70% BOF	1998	X*
Rena (Kåsmoen)	95% P, 75% KOF 70% BOF	1997	X

For prøvedata som har vært tilgjengelig under utarbeidelsen av denne oppgaven har 5 av anleggene prøvedata fra flere år (Dalholen har kun renseseffekt av P for et antall år). Fra tabell 3.8 ser vi at konsentrasjoner i avløpet er innenfor det normale for kommunalt avløpsvann. Ved Bjorli og Folldal er det registrert høye kloridverdiene grunnet utslipp fra matprodusenter. Fra resultatene lagt frem i kapittel 3 ser vi at renseseffekten, med noen variasjoner, er god. Gjennomsnittlige vannføring er summert i tabeller 4.8. Gjennomsnitt på utløp (grunnvannsprøver) er summert i tabell 3.9.

Fra kapittel 3.6 ser vi at renseseffekt på organisk materiale (BOF) og fosfor er stort sett i overensstemmelse med forventet renseseffekt (tabell 1.3).

Følgende delkapittel sammenstiller analyseresultat med forventet renseseffekt og en vurdering om evt. avvik er i tråd med de teoretiske forholdene som kan påvirke rensesessene.

TABELL 3.8 FORELIGGENDE ÅRSGJENNOMSNIITT AV INNLØP FOR VANNFØRING, ORGANISK MATERIALE, P-TOT, N-TOT, PH OG KLORID VED ALLE ANLEGG.

Rensepark	BOF (mg/l)	KOF(mg/l)	P (mg/l)	N tot (mg/l)	Klorid (mg/l)	pH	vannføring
Lesja verk	124	512	6.6		26		20
Lesja (Hosetmoen)	230	769	7.5	42	36	7.0	242
Bjorli	112	304	4.6	30	357	7.1	185
Dalholen							
Folldal (Moan)	107	324	4.6	26	179		262
Rena	199	579	8.1				685

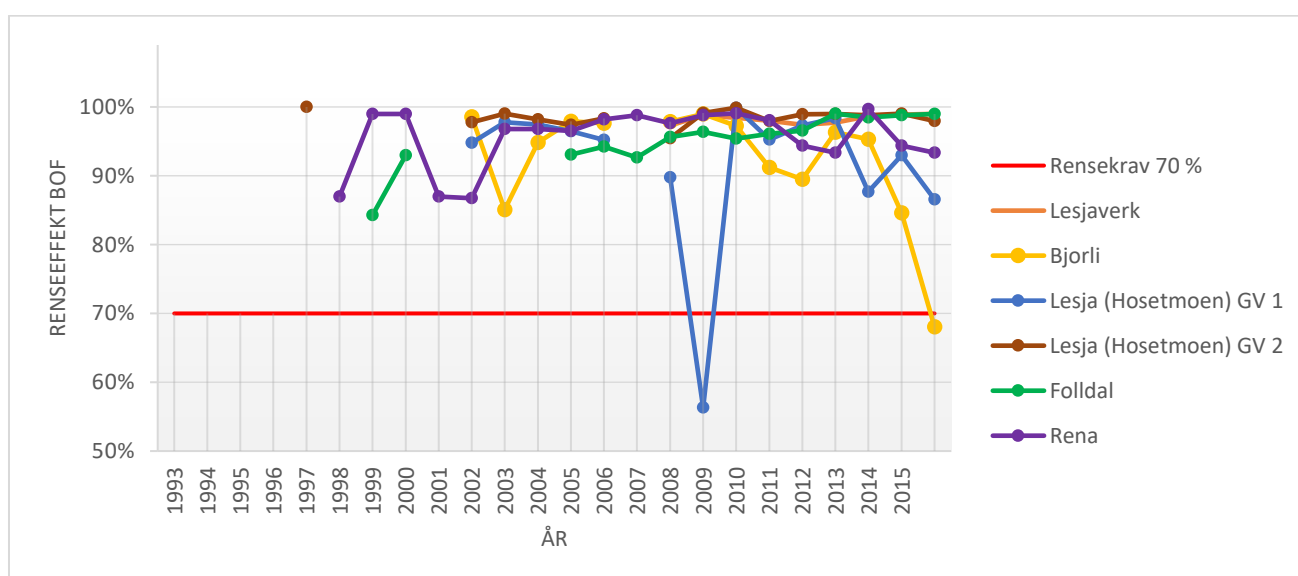
TABELL 3.9 FORELIGGENDE ÅRSGJENNOMSNIITT FRA UTLØP (GRUNNVANN) FOR ORGANISK MATERIALE, P-TOT, N-TOT, PH OG KLORID VED ALLE ANLEGG.

Rensepark	BOF (mg/l)	KOF(mg/l)	P (mg/l)	N tot (mg/l)	Klorid (mg/l)	pH
Lesjaverk	2		0.03		9	
Lesja (Hosetmoen) GV1	15	51	1.25	26.7	30	6.6
Lesja (Hosetmoen) GV2	2	37	0.40	18.1	25	6.2
Bjorli (GV1)	7	40	0.02	12.8	36.1	6.1
Dalholen						
Folldal (Moan)	5	60	0.03	8.4*	130	
Rena	5	24	0.15			

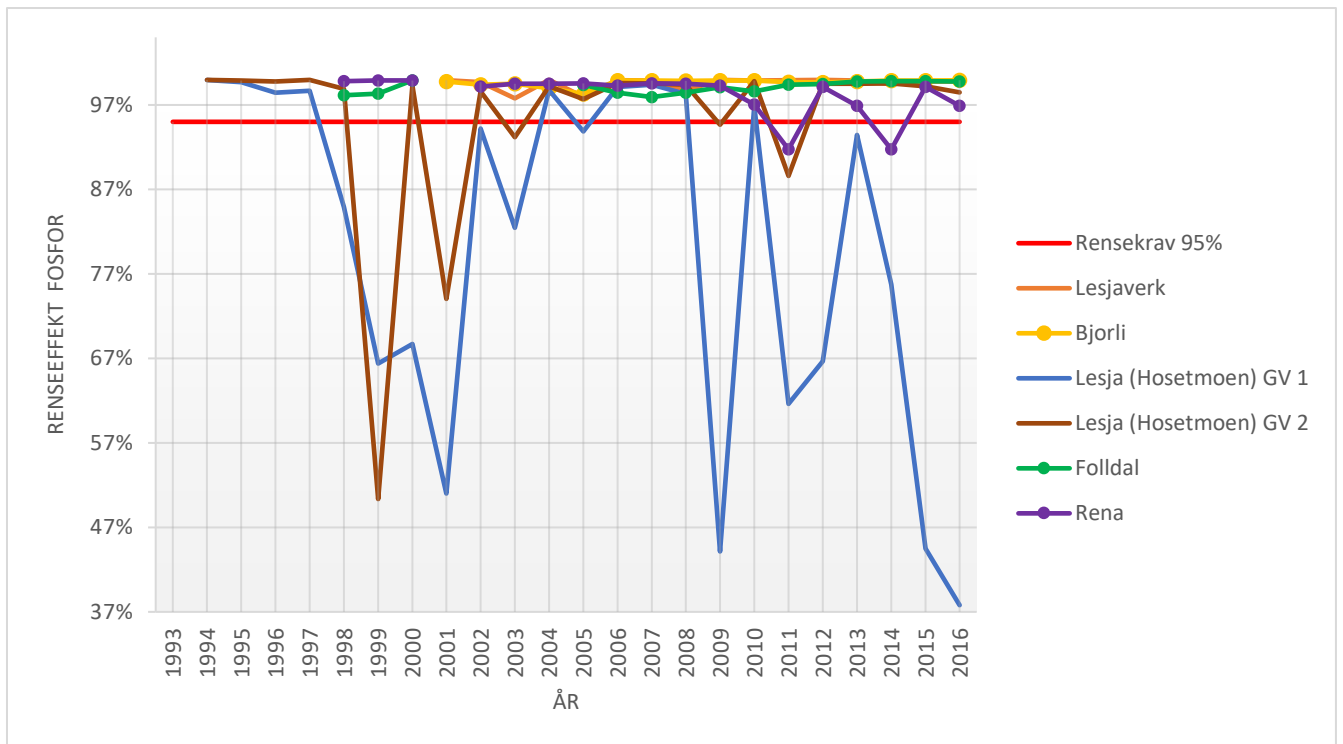
\*få prøver

Overskridelser iht. rensekrav for BOF er kun Lesja (GV1) i 2009 og ved Bjorli (GV1) i 2016 (figur 3.49). Flere av anleggene har svært stabil renseeffekt med kun små variasjoner fra år til år. Folldal viser forbedring etter redusert belastning av organisk materiale. Ved Rena er renseeffekten tilfredsstillende, men noe varierende, det er uklart hvorfor dette skjer. Ved Bjorli samsvarer reduksjon i renseeffekt i 2011 og 2012 med høy vannføring til anlegget. Reduksjon i renseeffekt i 2016 ser ut til å sammenheng med at høy organiskbelastning ofte kombineres med høy konsentrasjon av salt som gir nedsatt nedbrytning og dermed nedsatt renseevne. Det tyder også på at spekematsprodusenten ikke har hatt tilstrekkelig tiltak for å dempe effekten av høyt salt utslipp.

Overskridelser iht. rensekrav for fosfor gjelder Lesja GV1 og GV2 og Rena i 2011 og 2014 (Figur 3.50). Nedsatt renseeffekt ved Lesja samsvarer med aktivitet hos Zymtech som har sluppet svært syreholdig vann ut på avløpsnettet. Variasjoner ved Rena kan til dels skyldes fremmedvann, men det er vanskelig å finne noen årsak ut ifra resultater på tilgjengelig parametere. Det er heller ikke rapportert noe uvanlig fra driftspersonale i tilknytning til disse årene.



FIGUR 3.49 RENSEEFFEKT (ÅRSGJENNOMSNIITT) BOF FOR ALLE ANLEGG.



FIGUR 3.50 RENSEEFFEKT (ÅRSGJENNOMSNITT) FOSFOR FOR ALLE ANLEGG.

### 3.8 Tidsbruk tilknyttet drift av åpne jordbaserte renseanlegg

Driftsoperatører melder at de bruker lite tid på anleggene. Tabell 3.11 oppsummerer opplevelsen av driftsinnstasen for hvert anlegg samt hvilken del av anlegget som krever mest tilsyn. Tidsfordelingen er som følger: drifting av forbehandling, prøvetakning, bearbeiding av filterflate inkludert harving og skraping og rutinemessig veksling.

TABELL 3.10 OVERSIKT OVER RAPPORTERT DRIFTSTID PER ANLEGG (MINIMALT MED DRIFTSTID < 10 DAGER I ÅRET, LITE DRIFTSTID 10 -14 DAGER I ÅRET, MIDDELS DRIFTSTID 15 - 30 DAGER I ÅRET, OVER MIDDELS MED DRIFTSTID 1-2 MÅNEDER I ÅRET, MYE DRIFTSTID 2- 3 MÅNEDER I ÅRET).

Anlegg	Minimalt med driftstid	Lite driftstid	Middels driftstid	Over middels med driftstid	Mye driftstid	Mest tidskrevende del av anlegget
Lesjaverk		X				Månedlig Prøvetakning
Lesja (Hosetmoen)		X				Månedlig Prøvetakning
Bjorli		X				Månedlig Prøvetakning
Vingelen	X					Tømming av SA (2 per år)
Koppang		X				Tømming av SA (2 per år)
Dalholen	X					Tømming av SA (2 per år)
Folldal			X			Tømming av SA 6 ganger i året
Rena					X	Tømming av slam fra Salnesfilter

## 4 Diskusjon av resultater

Resultatene lagt frem i kapittel 3 av denne oppgaven gir oss mulighet til å vurdere hvordan de aktuelle anleggene har fungert over sine respektive driftsår. Dette kapitlet undersøker og diskuterer hvordan anleggene har blitt utformet og fungert i henhold til etableringsveiledere, lovverk (rensekrav og prøvetakning), forventet renseseffekt og forventet driftsvilkår. Basert på disse erfaringene er det videre foretatt en diskusjon om mulige tiltak som kan forbedre eller forlenge levetid på anleggene.

### 4.1 Diskusjon av analyseresultat

Analyseresultat fremlagt i kapittel 3 består av presentasjon av de tilgjengelige dataseriene av prøvetakning fra innløp og grunnvannsbrønner. Rensegrad er kun vurdert i forhold til innløp og utløp (GV). Det er ikke gjort noen statistisk analyse av forholdet mellom renseseffekt og de ulike formene for forbehandling da data for utløp forbehandling kun er tilgjengelig fra Folldal og Lesja (Hosetmoen).

#### 4.1.1 Vurdering av infiltrasjon og lovverk

Anleggene vurdert i denne oppgaven har utslippstillatelser utstedt av fylkesmannen i Oppland (Lesja) og Hedmark (Koppang, Tolga, Folldal, Rena). Fra sammenstilling av utslippstillatelse og krav betegnet i forurensingsforskriften ser vi at det er stilt strengere krav til rensning på de fleste anleggene. Alle anleggene har grunnvann som resipient med overgangen mellom umettet og mettet sone som renseseffekt skal dokumenteres i fra. Det er noe uklart om dette betyr overgangssonen før belastning eller om det er oppstuvet grunnvann under anlegget.

Fra anlegg med regelmessig prøvetakning ser vi at renskravene stort sett blir overholdt. Rutiner rundt prøvetakning har variert med hensyn på spredning over året og antall prøver per år.

Ved kontroll foretatt av fylkesmannen ved Lesja (Hosetmoen) og Kåsmoen (Åmot) i 2015 er det kommentert at prøvetakning ikke er akkreditert. Det er også kommentert at anleggene ikke er eller har planer om klimatilpasning.

##### 4.1.1.1 Uklarheter knyttet til resipient, utslipp og utslippsrisiko

Ved undersøkelse av lovverket og krav stilt i utslippstillatelser ser vi at både definering av resipient og kriterier/omtale av overvåking er utfordrende for driftsoperatør å imøtekomme. Det oppleves slik at forurensningsforskriften primært er rettet mot konvensjonelle anlegg med unntaksbeskrivelse/tilrettelegging for JBA i kapittel 12 og 13. Unntaksbeskrivelsen går ut på etableringsdokumentasjon og gir fortsatt ingen klar retningslinje for hvordan en resipient skal overvåkes (dokumentasjon på opprettholdt renskrav) samt hva/hvor resipienten er.

Vanlig praksis tilsier at renseseffekt måles der det rensede vannet «slippes ut i en definert resipient». Ved et konvensjonelt anlegg er dette gjerne et utslipp som kan måles gjennom et rør eller en renne. Fordi vannet forsvinner ned i grunnen har vi ikke samme mulighet til å overvåke utslippet ved bruk av infiltrasjon som rensemetode. Dette byr på uklarheter både på hvordan vi måler et slikt spredt utslipp, samt hva/hvor overgangen til resipient befinner seg.

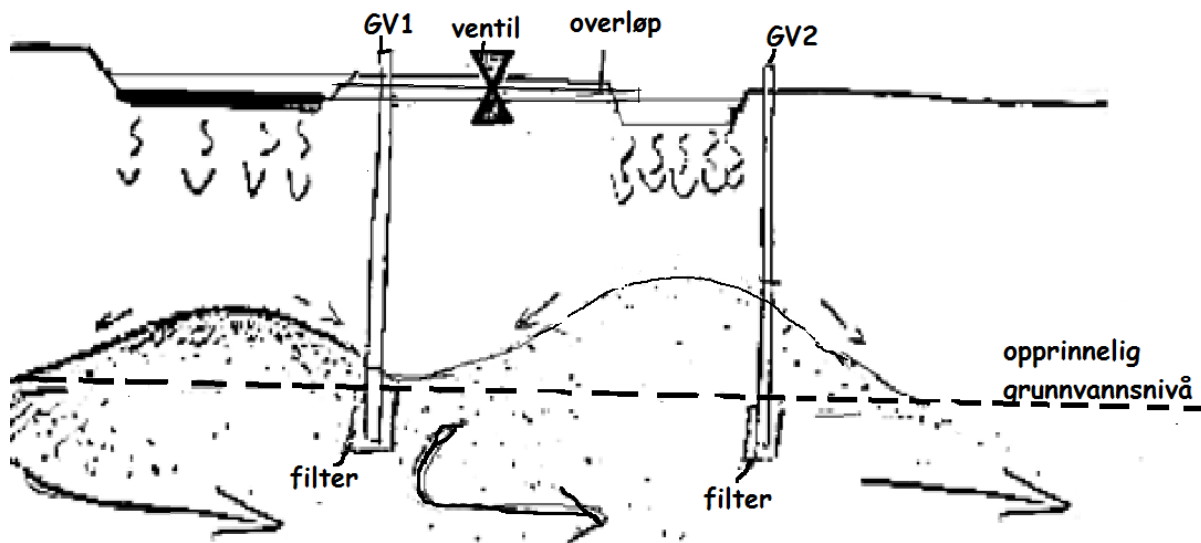
For anleggene undersøkt i denne oppgaven ser vi at uklarheter og variasjoner i resipientomtalen oppstår. I noen tilfeller er det referert til grunnvann som resipient. Ved dette antas det at det eksisterende eller naturlige grunnvannsnivået er overgangssonen mellom «renseanlegget» og resipienten. Dette byr på

utfordringer da det grunnvannsnivået er utsatt for naturlige variasjoner. Dette gjør det vanskelig tilrettelegge prøvetakning slik at prøvene alltid tas i denne overgangssonen.

I noen tilfeller er resipient omtalt som overgangen mellom umettet og mettet sone, der mettet sone begynner ved toppen av oppstuvet vann. Tilsvarende til det naturlige grunnvannsnivået er oppstuvet vannnivå også utsatt for variasjoner betinget av hvor mye avløp som er tilført bassenget i en viss periode.

Dette viser at uansett hva som er definert som resipienten er det utfordrende å overvåke utslippet da forholdene er i konstant fluks. En måte å tilpasse dette er å prinsippfeste metoder eller prosedyrer for å ta høyde for fortykning av prøven (ved kontakt med naturlig grunnvann). En vanlig måte å gjøre dette er ved å bruke klorid som tracer. Her er det viktig å ha oversikt over innløpsverdier på klorid og bakgrunnsverdier i det naturlige grunnvannet for å kunne si hvor mye fortykning en prøve har blitt utsatt for. Dette vil allikevel ikke kunne ta høyde for alle de varierende forholdene som påvirker utslippet til enhver tid. Som beskrevet i kap 1.3 og 1.4 vil renseprosessene fortsett i den mettede sonen og rensegraden vil dermed påvirkes av dybde på uttaket og overliggende oppstuvning. Dette er illustrert spesielt bra (i horisontal retning) ved Lesja hvor GV2 mottar vann både fra slambasseng og infiltrasjonsbasseng. Selv når en tar høyde for fortykning gir de gode resultatene fra GV2 indikasjon på at den dårlige rensegraden ved GV1 fort dempes over en relativ kort avstand.

Det oppleves at det er lite samsvar mellom rensekrav og prøvetakning direkte nedstrøms infiltrasjonsflaten. Kravene er til dels strengere enn forurensingsforskriften tilsier for utslipp fra et konvensjonelt anlegg. Det kan stilles spørsmål om grunnvann med tilstrekkelig avstand til overflatevann og uten tilknytning grunnvannsressurser nedstrøms bør vurderes som en «følsom» resipient da grunnvannet ikke er utsatt for eutrofiering. Rensekrav burde bli satt i sammenheng med risikovurdering av konsekvensen av tilførte organisk materiale og næringssalter til grunnvann. En slik risiko vil, blant annet, være avhengig av oppholdstid og avstand til overflate resipient og i forhold til total belastning i kg/år på aktuell overflateresipient.



FIGUR 4.1 PRINSIPPSKISSE: GRUNNVANNSOPPSTUVNING, STRØMNINGSRETNING OG AVLØPSPÅVIRKNING UNDER SLAMBASSENG OG INFILTRASJONSBASSENG VED LESJA (HOSETMOEN) RENSEPARK.

Ved sterkt avtagende konsentrasjon per m kan en se at grunnvannsbrønner plassert kun et lite stykke unna infiltrasjonsflaten vil gi svært varierende rensegrad. Dette skaper videre uklarheter ved at brønnplassering ikke er standardisert.

Det kunne vært en fordel å standardisere både overvåking og definering av resipient slik at anleggseiere bedre kan forstå og imøtekomme krav fra myndighet. Flere store infiltrasjonsanlegg, inkludert anlegget et anlegg i Troms for 5000 PE fra 1989, har vært i drift lenge før forurensningsforskriften ble utarbeidet. Det stilles derfor spørsmålstegn ved hvorfor kapittel 14 ble utformet uten hensyn til at slike anlegg også skal kunne imøtekomme kravene.

#### 4.1.2 Analyseresultat i sammenstilling med forventet renseeffekt

Forventet renseeffekt er >95% for analyser av BOF, 70-90% for fosfor og 30%-70% for nitrogen (se kapittel 1 og tabell 1.3). Renseeffekt på fosfor er svært høy for 7 av 8 anlegg med snittverdier på over 95%. Dette samsvarer godt med forventede verdier (tabell 1.3).

For noen av anleggene har analyseparametere blitt endret over tid. Det som foreligger av sammenlignbar data (tatt både av innløp og fra prøvetakningsbrønner) er for det meste analyser for BOF og Fosfor.

Anleggene holder relativt høy renseeffekt på organisk materiale, unntak er særlig Lesja (Hosetmoen) og til dels Bjorli. For fosfor er renseeffekten svært høy og ligger over forventet effekt med unntak av Lesja (Hosetmoen)

Det er ikke satt krav til nitrogenfjerning på noen av anleggene, men tilgjengelige prøvedata gir i snitt en renseeffekt på mellom 30%-70% (tabell 3.10) som stemmer overens med forventet effekt (tabell 1.3). Ved gjennomgang av årlig eller månedlig renseeffekt ser vi imidlertid at rensegraden er svært varierende. Nitrifiserings-de-nitrifisering prosessen er svært ømfintlig både for temperatur, oksygentilførsel/mangel og tilgjengelig nedbrytbar karbon (organisk materiale) (Ødegaard, 2012). Det er derfor ikke overraskende å se slike variasjoner.

Det foreligger ikke nok analyseresultat som for å gi en vurdering av renseeffekt på smittestoffer, men gitt renseeffekt for andre parametere ved anleggene så er det sannsynlig at også forventet renseeffekt på smittestoffer er realistisk. I denne vurderingen kan man ikke statistisk underbygge en slik konklusjon.

#### 4.1.3 Korrelasjonsanalyse mellom innløp og grunnvannsverdier

Med utgangspunkt i teorien lagt frem i kapittel 1 er det forventet at innløpsvariasjoner vil slå ut i grunnvannsprøver og at det skal oppstå målbar korrelasjon i mellom dem. Det ble analysert for 4 ulike kombinasjoner mellom innløp og grunnvannsprøver for å undersøke om en slik korrelasjon kunne påvises (Vedlegg D). I de fleste kombinasjoner oppsto det få statistisk signifikante korrelasjoner. Dette skyldes antakeligvis at prøver tatt samme dag har lite sammenheng med hverandre. Det antas at infiltrert avløp tar opp mot en uke å infiltrere til grunnvannet. Sammenstillinger med 1 månedsforskyving på grunnvannsverdier ga heller ikke tegn til korrelasjon.

Sammenstillinger med flest antall korrelasjoner var de basert på sesonger, spesielt vår. Her tyder korrelasjonen for det meste med at vannføring gir fortynnet innløpskonsentrasjoner. Til dels ser vi også en korrelasjon mellom innløp organisk materiale og utløpsverdier noe som tyder på at høyt organisk belastning gir lavere renseeffekt. I noen tilfeller ser vi også en korrelasjon mellom høy vannføring og økning i fosfor verdier i grunnvannet som kan skyldes utvasking. Korrelasjonen er ikke konsekvente og ved analyse av årsgjennomsnitt oppstår det betydelig mindre signifikante sammenhenger. Dette betyr at bruk av denne analysen for å bekrefte korrelasjon mellom innløpsverdier og utløp som avviksforklaring ikke er mulig. Ved lengre dataserier med flere tilfeller av avvik kunne det vært mulig å gi statistisk begrunne sammenhenger mellom innløp og utløp.

Hovedutfordringen med denne analysen er at, selv om man har mange prøver, så har man forholdsvis få som viser unntakssituasjon (høy vannføringer, lav pH). Ettersom vi er ute etter korrelasjon mellom avvik er informasjonen vi får fra denne analysen begrenset grunnet manglende kvantitet på data.



## 4.2 Diskusjon av erfaringsbaserte resultater

De erfaringsbaserte resultatene er beskrevet i kapittel 3. Disse omfatter både forundersøkelser som geologiske undersøkelser og dimensjoneringsgrunnlag i tillegg til tilbakemelding fra driftspersonale og observasjoner fra befarung.

### 4.2.1 Erfaringer knyttet til nedsatt renseeffekt

Selv om det ikke har vært mulig å statistisk korrelere sammenheng mellom uvanlig innløpsverdier (avvik) og nedsatt rensefunksjon har det vært mulig å gi forklaringer på noen tilfeller av nedsatt funksjon med grunnlag i erfaringer og observasjoner gjort av driftspersonale. Følgende delkapittel ser på sammenhengen mellom driftserfaringer og teori som mulig forklaring for nedsatt renseevne.

Observerte avvik betyr i denne sammenhengen rapporterte omstendigheter som ikke nødvendigvis kan underbygges med analyseresultat, men som tilsynelatende kan eller har hatt en påvirkning på anleggets evne til å rense avløpsvann.

#### 4.2.1.1 Større avvik og utfordringer

Ved større avvik menes enten svært nedsatt renseeffekt og/eller brist på hydraulisk funksjon (infiltrasjonskapasitet er nedsatt slik at det kan oppstå overløp). Tre av anleggene har opplevd avvik knyttet til hydraulisk funksjon (nedsatt infiltrasjonskapasitet). Folldal og Vingelen hadde både mekaniske feil ved driftsstart da bassengene ikke tok unna nødvendig mengde vann for å unngå overløp.

Ved Folldal ble det også dokumentert renseeffekt under pålagt krav. Overbelastningen ble fort tilpasset ved å etablere avlastningsbasseng. Etter få år med drift ble anlegget på Folldal også utstyrt med slamavskiller (sedimenteringsbasseng i det gamle renseanlegget) som resulterte i mindre slam og økt kapasitet i filteret. Avlastningsbassengene er siden ikke brukt da originalt planlagt basseng har kapasitet for slamavskilt avløp. Renseeffekten økte både som resultat av mindre organisk belastning grunnet slamavskiller og nedleggelse av meieriet.

I tillegg til feil ved utbygging av ledningsnett ga tilførsel høyt innhold organisk materiale svært nedsatt infiltrasjonskapasitet ved Vingelen. Avløp fra gårder gir til tider svært høy konsentrasjon av organisk materiale som leder til algevekst (spesielt om sommeren). For å øke infiltrasjonskapasiteten ble et av de to originalbassengene utvidet med 250 m<sup>2</sup> samt et tredje basseng etablert på 500 m<sup>2</sup>. Anlegget holder nå stabil drift. I tillegg har det blitt registrert tilløp av syreholdig vann (silopressaft) på anlegget. Det er ikke dokumentert om dette har hatt en effekt på renseevne da anlegget ikke har hatt rutinemessig overvåkning.

Ved oppstart hadde renseparken på Rena en reduksjon i infiltrasjonskapasitet grunnet en kombinasjon av forbehandling (3 mm rist) som ga lite effekt og humusholdig masse på filterflaten. Dette ble tilpasset ved hyppigere veksling mellom bassengene og utvidelse av filterflaten. I 2010 ble Salnesfilter installert som har redusert mengden slam i bassengene med ca. 50% og gitt økt infiltrasjonskapasitet.

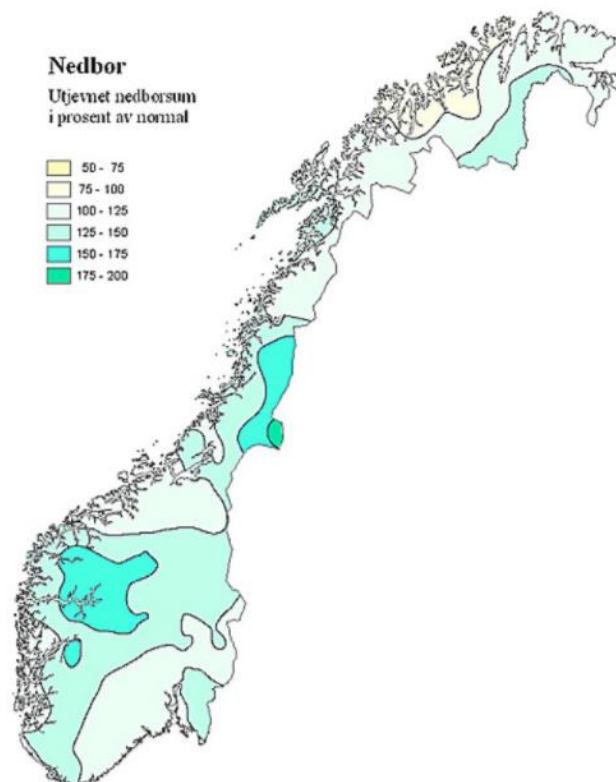
Ved Lesja (Hosetmoen) er renseeffekten noe varierende. Anlegget har vært i drift siden 1994 og det kan dermed være tegn til metning for fosfor, men den store variasjonen i renseeffekt fra år til år gir tegn til at nedsatt renseevne skyldes noe annet en metning. Store årlige variasjoner rundt 1999, 2009 og 2010 samsvarer med økt aktivitet og utslipp fra Zymtech som per opplysninger fra kommunen har inneholdt syre og fiskeslo. Syrevariasjonene har ikke blitt registrert i målinger av innløp, men kommunen melder at alle pakninger ved pumpestasjonen ble fullstendig oppløst. Slike belastninger vil gi forventet lavere

renseeffekt og fosforutlekking til grunnvannet. Dette særutslippet kan være grunnen til nedsatt renseseffekt, men avvikene er såpass lite i tråd med det som er forventet at det mulig er andre faktorer som spiller inn. Blant annet er det registrert at vekslingsrutinene på Lesja (Hosetmoen) ikke følger anbefalt frekvens. Vi ser at nedgang i renseseffekt på fosfor samsvarer med nedgang av renseseffekt på organisk materiale og det kan dermed tyde på at det heller er på grunn av anaerobe forhold under slambassenget. Anaerobe forhold vil gi nedsatt rensesevne ved at den hemmer både organisk nedbrytning og de kjemiske reaksjonene tilknyttet fosforadsorpsjon (Reed, et al., 1985). Sammenstilling av prøver fra GV1 direkte nedstrøms slambasseng og GV2 nedstrøms infiltrasjonsbasseng underbygger denne teorien da renseseffekten i GV2 er svært mye bedre. Infiltrasjonsbassengene vil ha mindre slaminnhold og anaerobe tilstander vil dermed ikke oppstå like fort som i slambassenget.

Høyt saltinnhold kan redusere organisk nedbrytning og gi reduksjon i renseseffekt (BOF). Ved Bjorli, hvor høyt salt innhold ofte korresponderer med høy organisk belastning, får vi merkbar reduksjon i renseseffekten (2003,2011,2012 og 2016). Høyt saltinnhold har tilsynelatende ikke noen påvirkning på renseseffekt for fosfor.

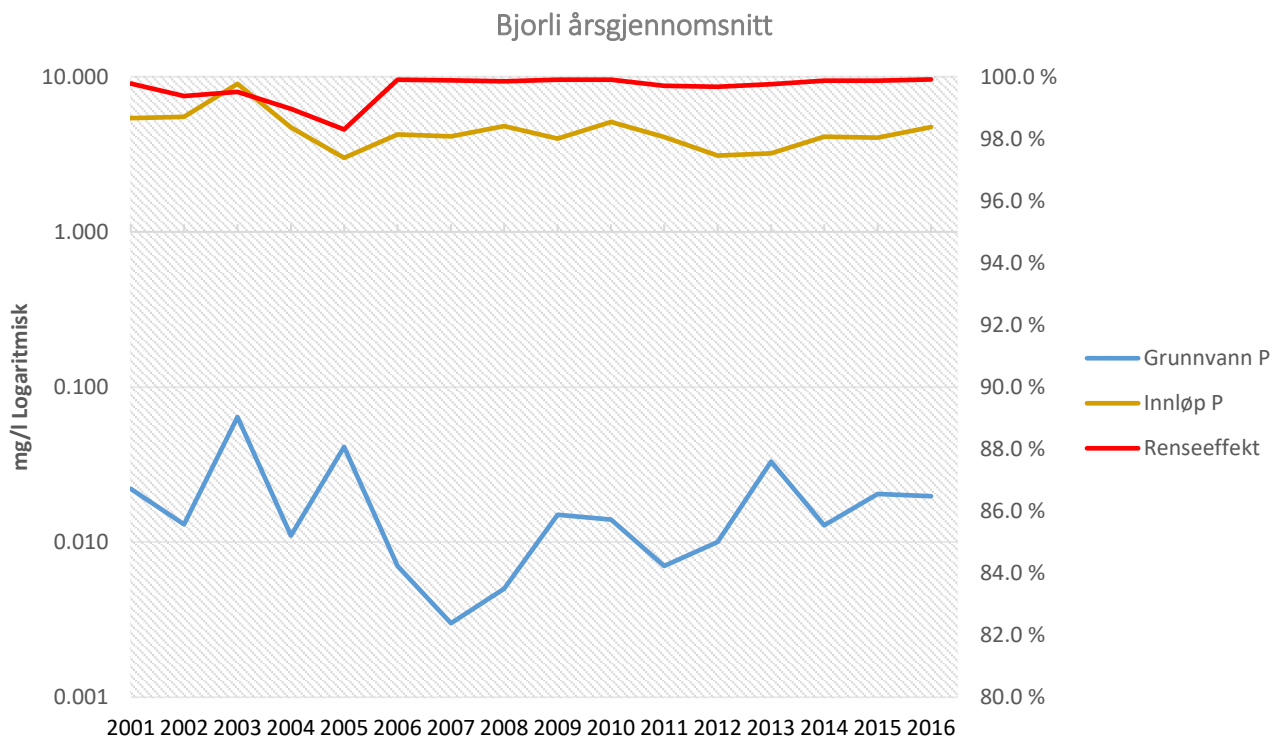
#### 4.2.1.2 Fremmedvann

Generelt ser vi at belastningen på anleggene øker som forventet med sesongvariasjoner knyttet til snøsmelting og nedbør. Vannføringstall fra 2011 gjenspeiler det usedvanlig våte året (figur 4.2) og prøveresultater viser nedsatt rensegrad (Rena, Lesja, Bjorli, til dels Folldal) for både BOF og fosfor.



FIGUR 4.2 BILDET VISER AVVIK FRA NORMAL NEDBØRSSUM I PROSENT. DE MØRKESTE FARGENE VISER OMRÅDENE DER DET HAR KOMMET MEST NEDBØR. (NORMALPERIODEN ER 1961 - 1990) (METEROLOGISK INSTITUTT, 2011).

Ved korrelasjonsanalyse av hele driftsperioden ble det ikke funnet signifikant korrelasjon mellom økt vannføring og økt konsentrasjon av fosfor eller BOF i grunnvannet. Fra figur 4.3 ser vi at forhold mellom innløp og utløp tyder på mulig utvasking av fosfor, men 2003, et år med høy P-konsentrasjon, gir også høy utløpskonsentrasjon. Dette gir det vanskelig å gi en konkret årsaksforklaring knyttet til økt mengde fremmedvann.



FIGUR 4.3 SAMMENSTILLING AV FOSFORKONSENTRASJON (INNLOP OG UTLØP) OG RENSEEFFEKT VED BJORLI RENSEPARK.

#### 4.2.1.3 Sesong og Temperatur

I sommerhalvåret har det vært rapportert oppstuvning på filterflaten på Vingelen. Vingelen har mye landbrukstilknytninger og er derfor utsatt for vekst i biohuden grunnet mye organisk materiale.

#### 4.2.1.4 pH

Silopressaft er syreholdig, noe som hemmer nedbrytning da den mikrobielle aktiviteten reduseres under pH 4.5. Det er lite prøveresultat fra Vingelen, men det som foreligger fra 1998 viser at i perioder der silopressaft er ført til anlegget øker organisk materiale i grunnvannsprøver.

Ved Lesja (Hosetmoen) har det vært rapportert korte påslippsperioder med svært syreholdig avløp fra bedriften Zymtech (1999, 2009, 2011). Grunnet kun månedlig frekvens på prøvetakning finnes det ingen prøver som viser særs lav pH, men nedsatt renseseffekt på anlegget samsvarer med rapportert aktivitet ved bedriften.

#### 4.2.1.5 Overbelastning og tilgroing

Stort sett har anleggene ikke blitt tilført avløpsmengder som overskrider dimensjoneringen. Til tider er det registrert uke- og døgnbelastninger som overskrider dimensjoneringen, men gitt areal og mulighet for oppstuvning har dette ikke resultert i overløp. Det er imidlertid ikke vannmengde, men forholdet mellom

rent vann og slam som gir utslag for overbelastning (organisk overbelastning). Som nevnt ga mangel på forbehandling ved Folldal reduksjon i infiltrasjonskapasiteten i så stor grad at filterflaten måtte økes. Dette tilsier at den vurderte infiltrasjonskapasiteten ved dimensjonering var for høy i forhold til den infiltrasjonskapasiteten som oppsto ved belastning. Anlegget var dermed underdimensjonert i forhold til organisk belastning. Ved Rena reduserte slam infiltrasjonskapasiteten, noe som ga behov for tiltak. Videre økte dette driftsbehovet da filterflaten måtte skrapes med økt frekvens.

Infiltrasjonskapasitet på begge disse anleggene ble økt ved utbedring/etablering av forbehandling. Dette viser at vurdering av dimensjonerende infiltrasjonskapasitet må ta hensyn til effekten av høy organisk belastning uten forbehandling.

#### 4.2.1.6 Andre avvik

Tilfeller på Bjorli med både ekstraordinær høy belastning av organisk materiale kombinert med høyt saltinnhold, trolig grunnet utslipp fra spekematsprodusent, har gitt nedsatt renssevne. Til tider er det fortsatt høy belastning av organisk materiale. Spekematsprodusenten har vært flinkere til å utjevne saltutslippet, men konsentrasjonen er fortsatt betydelig høyere enn vanlig avløpsvann (tabell 1.2). Den høye organiske belastningen på Bjorli både grunnet spekematsutslipp og sesongbelastning fra hytter kan tyde på at anlegget blir overbelastet med organisk stoff i en slik grad at mikrobiell nedbrytning ikke skjer raskt nok før vannet når grunnvannet. Anlegget er dimensjonert for 3000 PE, men ved påske blir anlegget gjerne belastet med BOF tilsvarende 7000 PE og det er dermed ikke overraskende at anlegget har redusert rensesgrad i denne perioden.

### 4.2.2 Drift og funksjon av anleggene

Anleggene oppleves som driftssikre og lite driftskrevende per gjennomgang i kapittel 3.8. Observasjoner om etablering, drift og driftsutfordringer av infiltrasjon og forbehandling er oppsummert i følgende delkapittel.

#### 4.2.2.1 Funksjon

Anleggene er dimensjonert med utgangspunkt i de lokale grunnforholdene (ledningsevne og grunnvannets kapasitet). Ved plassering/utforming er det delvis tatt hensyn til strømningsretning og hydraulisk gradient for å tilrettelegge for størst hydraulisk kapasitet. Grunnforholdene ved anleggene faller i kategori 4/A (figur 1.14 og 1.15) og midlere infiltrasjonskapasitet ble opprinnelig satt mellom 100-400 l/m<sup>2</sup>/døgn for de ulike anleggene.

Det har vist seg at dimensjonerende infiltrasjonskapasitet har vært noe optimistisk (Vingelen, Folldal, Rena) og endringer er foretatt for å øke kapasiteten, enten ved økning av filterareal eller forbehandling.

De fleste anleggene er i gjennomsnitt belastet med 40-70% av dimensjonerende belastning. I noen tilfeller blir anleggene, i korte perioder, utsatt for langt over dimensjonerende belastning (Bjorli). Dette har ikke ført til overløp som viser anleggenes bufferkapasitet for mengdevariasjoner.

#### 4.2.2.2 Forbehandling

Alle anleggene har, per 2017, forbehandling som fungerer slik at infiltrasjonskapasiteten er opprettholdt. På Rena var rist ikke tilstrekkelig for å unngå tilslamming og ved Folldal viste det seg at ingen forbehandling senket kapasitet i så stor grad at filterflaten måtte utvides.

Ulike former for forbehandling ved de ulike anlegge er slambasseng (Lesjaverk, Lesja, Bjorli), slamavskiller (Dalholen, Vingelen), sedimenteringsbasseng som slamavskiller (Koppang, Folldal) og rist og Salnesfilter (Rena).

Bruk av slambasseng er både økonomisk og lite krevende å drift, men resulterer i et tykt slamlag 1-1.5 m ved lengre belastningsperioder som kan være utfordrende å fjerne. I tillegg er slambassenget ikke isolert fra renseseparken og må derfor driftes med hensyn til at den kan påvirke grunnvannet (resipient).

I motsetning til andre former for forbehandling inngår slambassengene som del av renseseparken/infiltrasjonsanlegget. Slambassengene vil ha svært nedsatt infiltrasjonskapasitet grunnet oppbygging av slam, men som vi for eksempel ser fra Lesja (GV1) fremstår ikke slambasseng som tette. Denne infiltrasjon må ivaretas da vann fra slambasseng også når resipienten (grunnvannet målt fra GV1). Korrekt drift (veksling) sikrer lufttilførsel til de underliggende massene og opprettholder aerobe forhold som er avgjørende for god renseseffekt.

Ved bruk av slamavskiller er infiltrasjonsbassengene mindre utsatt for reduksjon i infiltrasjonskapasitet (gitt at slamavskilleren er godt nok dimensjonert og det ikke oppstår slamflukt) og slammet er tilgjengelig for punktuttak og videre behandling i slamlaguner/ranke. Her også er avløpsløp med i slammet med mindre annen separering, som rist, er installert i forkant.

Ved rist får man fjernet avløpsløp og delt opp større partikler med organisk materiale. Risten krever lite driftstid da den er automatisk, men er en teknisk løsning som krever tilrettelagt innløp og strømtilførsel. Den må også vedlikeholdes og repareres. Filter som Salnesfilter fjerner organisk materiale i likhet med slamavskiller, den krever rist i forkant for å unngå driftsstopp på grunn av avløpsløp. Slammet har mindre vanninnhold en slam fra SA, krever dermed mindre bearbeiding og er fri for avløpsløp. Den er i midlertid dyrere med hensyn til etableringskostnader, strøm og betydelig driftstid. Små mengder slam skal tømmes og flyttes på ukentlig basis. Det kan ses som en fordel med hyppig tilførsel i små mengder til ranke, men for anlegg som ellers trenger lite tilsyn kan det virke lite logisk å ha et ledd som krever hyppig drift.

Ved vurdering av infiltrasjonskapasitet på de ulike anleggene ser vi at forbehandling er avgjørende for denne kapasiteten og videre anleggets arealbehov (filterflate). Forbehandling har også konsekvens for slamkvalitet og bearbeidingsmuligheter.

#### 4.2.2.3 Avløpsslam

Avhengig av hvilken muligheter man har for gjenvinning av slam kan det være en fordel å fjerne avløpsavfall via rist før videre slamavskilling. Dette gir slam fritt for plast som er mer anvendbart som en ressurs (energi, jordforbedring) uten forsøpling av rensesepark og/eller lagringsområdet.

Slam må som regel tørkes (fra slambasseng og slamavskiller) og lagres før bruk for å sikre stabilitet og videre bruk.



FIGUR 4.4 AVLØPSØPPEL SOM Q-TIPS, BIND, SNUS OG ANNEN PLAST VED BASSENGKANT PÅ BJORLI RENSEPARK.

#### 4.2.2.4 Prøvetaking

I følge kapittel 13 i forurensingsforskriften kan infiltrasjonsanlegg fremlegge dokumentasjon om anleggets funksjon som alternativ til prøvetakning. De fleste utslippstillatelser referer både til prøvetakning og rensekrav og det tolkes slik at anleggene skal kunne dokumentere at de overholder rensekravene. Verken kommunen eller fylkesmannen har fulgt opp angående manglende prøvetakning iht. utslippstillatelsen for disse anleggene (Koppang i Stor-Elvdal kommune, Vingelen i Tolga kommune).

Fra anlegg som ble etablert med vakumsonder ser vi at denne metoden for prøvetakning ikke har fungert på grunn av gjentetning fra jernutfelling.

For anlegg som faller under kapittel 14 er det krav til akkreditert prøvetakning per 2008. Akkreditering omfatter både personale som skal ha godkjent sertifisering som akkreditert prøvetaker, prøvetakningsmetode (døgnblandeprøver, proporsjonalitet, hyppighet) og analyselaboratoriet. Laboratoriene anvendt til analyse er akkreditert for aktuelle parametere, men hverken personale eller prøvem metode samsvarer med krav om akkreditert prøvetakning. Nødvendig sertifisering av personale kan utføres, men krav rundt prøvetakningsmetode er vanskelig om ikke umulig å tilfredsstillere ved anvendelse av infiltrasjon som renseprosess.

#### 4.2.2.5 Lukt og temperatur

Lukt har kun hatt lokal utbredelse (ved selve renseparken) med unntak ved Åmot hvor lavtrykk har presset luften fra renseparken (som ligger på en terrasse) ned mot nærmeste bebyggelse. Dette har i midlertid forbedret seg etter økt forbehandling ved installasjon av filter. De fleste anlegg er etablert langt fra bebyggelse slik at lukt ikke er registrert som et problem. På Koppang er området rundt renseparken brukt som turområde med stier nære bassengene uten at dette har resultert i tilbakemelding om lukt.

Fra et driftsperspektiv har ikke kulde vært noe problem. Det har vært registrert is i ledninger som ikke er i bruk, men det har ikke skapt ulempe. I et tilfelle på Koppang ble en av overføringsledningene mellom basseng tett på grunn av is, dette var tidlig når setninger over ledningene ikke hadde lagt seg, det har ikke vært et problem siden. Folldal rapporterer ingen ulempe selv i perioder med 40 kuldegrader.

## 4.3 Feilkilder

### 4.3.1 Menneskelig og utstyrsfeil

Analyseresultat tilknyttet prøvetakning er alltid utsatt for menneskelig feil tilknytte omstendigheter rundt prøvetakingsrutiner, transport, laboratorieutstyr og laboratoriepersonell.

### 4.3.2 Prøveomfang

Noen av prøvesettene, b.la. for nitrogen er kun tatt for et fåtall år og kan dermed ikke vurderes som representative. I tillegg er det observert en tendens til å ikke ta prøver i vintermånedene, noe som gir systematisk skjevfordeling for årsgjennomsnitt. For korrelasjonsanalysen ville lengre dataserier sannsynlig gitt mer informasjon/korrelasjon mellom innløpsavvik og nedsatt renseevne.

### 4.3.3 Analyserutiner for fosfor

Analyseresultat for fosfor tatt fra grunnvannsbrønner kan mulig ha høyere verdier av fosfor enn det som skyldes avløp grunnet naturlig partikkelinnhold i grunnvannsprøver. Ved ufiltrerte prøver vil partiklene løse ut fosfor og gi høyere målinger enn det som skyldes avløpet. Prøver skal være filtrert, men det er ikke blitt notert i alle analyseresultat om dette er blitt gjort.

### 4.3.4 Fortynning og bruk av klorid som tracer

Infiltrasjon byr på en unik problemstilling i forhold til vurdering og overvåkning av resipient. Når vannprøver tas i grunnvannskulen kan store variasjoner oppstå basert på hvor dypt prøven er tatt. Dette burde til dels kunne kompenseres for ved å bruke en fortynningsfaktor basert på kloridmålinger da disse skal i teorien være like ved innløp og utløp. Fortynningsfaktor regnes da som forskjellen mellom kloridverdier på innløps- og utløpsprøver. Fortynning vil ikke bare skje vertikalt ned i grunnvannskulen men også horisontalt. Dette betyr at også plassering av prøvetakningsbrønn vil gi variasjoner tilknyttet fortynning og prosesser i mettet sone. Det har ikke vært mulig å anvende denne typen korrigerende delvis grunnet mangel på kloridprøver så vel som mangel på bakgrunnsverdier for å korrigere for det naturlige saltinnholdet i grunnvannet.

### 4.3.5 Tidsavvik mellom innløp og utløp

Prøver tas stort sett en gang i måneden og vi ser en mangel på korrelasjon mellom innløpsverdier og utløpsverdier. Dette er en utfordring konvensjonelle anlegg også sliter med, men er delvis korrigeret av krav rundt proporsjonale og blandeprøver som vi ikke oppnår i prøvetakning ved infiltrasjon. Det kan argumenteres at grunnet utslippsformen er prøvene fra grunnvann svært godt blandet.



#### 4.4 Oppsummering av resultater fra åpne jordbaserte renselanlegg i Norge

- Renseeffekt ved undersøkte anlegg samsvarer stort sett med forventet renseseffekt.
- Forståelse av sammenheng mellom resipient, renskrav og overvåkning av utslipp er utfordrende grunnet mangel på konsekvent/standardisert omtale som passer med funksjon av et infiltrasjonsanlegg.
- Akkreditertprøvetakning med hensyn til selve uttaksprosessen for utslipp er utfordrende/umulig å imøtekomme.
- Avvik i renseseffekt er tilsynelatende tilknyttet organisk overbelastning, mangel på organisk nedbrytning på grunn av høye konsentrasjon av klorid, lav pH og/eller anaerobe tilstander. Anaerobe tilstander ser også ut til å påvirke renseseffekt på fosfor.
- Forventet nedgang i bindingsevne for fosfor ble ikke tydelig observert ved noen av anleggene.
- Avvik i funksjon er knyttet til redusert infiltrasjonskapasitet enten på grunn av etableringsfeil (silt, humus i filterflaten) eller uventet høy nedgang i kapasiteten grunnet tilslamming (mangel på forbehandling).
- Anleggene krever lite driftstid.
- Utfordringer knyttet til lukt, dyr og temperatur har vært minimale.

## 5 Optimalisering, tiltak for å øke driftsfunksjon renseseffekt og levetid

En sammenstilling av erfaringer og litteraturstudiet viser at teoretiske utfordringer stemmer noenlunde overens med tilbakemeldinger fra anleggene. Med utgangspunkt i å løse de ulike utfordringene som er registrert samt unngå fremtidig nedsatt funksjon omhandler det følgende kapittelet tiltak for optimalisering av åpne JBA.

### 5.1 Tiltak

#### 5.1.1 Klargjøring av regelverk

Tilførsel til grunnen og grunnvann fører med seg andre risikoer og hensyn enn utslipp til en overflate resipient. Forhold som grunnvannsressurser og avstand til sekundærresipient er avgjørende for hvilke konsekvenser et infiltrasjonsbasert avløpsanlegg vil ha på lokale vannressurser. Krav til rensning må derfor ses i sammenheng med denne risikoen så vel som hvordan/hvor resipienten fastsettes. Det foreslås at prøver tas i grunnvannet under infiltrasjonsanlegg med mulighet for korrigering med hensyn til fortynning. Dette gir mulighet for overvåking av renseseffekt i umettet sone og om anlegget fungerer under forutsetninger knyttet til god rensesgrad. Denne renseseffekten må tilfredsstillende krav som er satt med utgangspunkt i vurdering av det individuelle området.

#### 5.1.2 Bedre etablering og driftsrutiner

For anlegg med nedsatt funksjon eller overvåking grunnet manglende driftsrutiner kan dette rettes opp ved gjennomgang og oppfølging. Dette gjelder spesielt med hensyn til veksling av basseng som bør gjøres i henhold til dimensjoneringskriterier for å sikre best funksjon og lengst levetid. I tillegg må anlegg som jevnlig skrapes tilbakefylles for å sikre maksimal umettet sone.

#### 5.1.3 Nye basseng/ anvendelse av ferske løsmasser

Den enkleste løsningen for å øke renseseffekt er å etablere nye basseng med ferske løsmasser. Dette krever kun utgravning og anlegg av tilførsel og eventuelt ventilikum. I flere av anleggene har det tidligere blitt avsatt område for utvidelse av hensyn til befolkningsvekst eller næringsvekst. Det er også tegn til at om flere basseng etableres slik at en kan forlenge hvileperioder vil hele anleggets kapasitet være betydelig økt (opptil 50%) med hensyn til fosforbinding. Det er i midlertid viktig at dette blir gjort før eksisterende løsmasser er helt mettet for å utnytte full fordel og kunne veksle inn eldre basseng.

#### 5.1.4 Ekstra basseng for fremmedvann

Etablering av et fremmedvannsbasseng som belastes når vannføring øker grunnet sesongvariasjoner i fremmedvannstilførsel. Et slikt basseng ville kunne motvirke effekten av ionefattig vann på utlekking da løsmassene ikke vil ha samme grad av fosforadsorpsjon som de vanlige bassengene. Over tid vil mengden fosfor øke og bassenget bør settes i normal drift. Bruk av et slikt basseng vil både ivareta renseseffekt så vel som håndtere episoder med økt vannføring grunnet vårmelting, klimaendring og avrenning.

#### 5.1.5 Hvileperioder

Fra flere undersøkelser med ulike filtermedium og uten er det tegn til at hviletid kan forlenge levetid ved å øke den totale bindingskapasiteten i filtret. I tillegg sikrer det tilførsel av oksygen ned i filterlaget for å unngå anaerobe tilstander (som illustrert i figur 1.27) som kan føre til utlekking av P til grunnvannet. Ved

periodisk veksling får man og mulighet til å bearbeide filterflater og slam. Belastningsperioden bør ha korte intervaller for å sikre oksygen tilgang til filterflaten og massene under.

#### 5.1.6 Bedre forbehandling

Hensyn ved valg av forbehandling bør være både opprettholdelse av nødvendig infiltrasjonskapasitet, reduksjon av organisk overbelastning og nødvendig driftstid. Gode løsninger som er solide og krever lite tilsyn mens de fjerner slam i forkant av infiltrasjon bør prioriteres. Bearbeiding/fjerning av avløpsøppel burde også være en del av forbehandlingen. Dette resulterer i slam med høyere gjenvinningsverdi og reduserer forsøpling av rensepark og slamlagringsområder. Dette er kun nødvendig om det blir stilt strengere krav til slam og slam deponering/gjenvinning. God forbehandling som fjerner en god andel organisk materiale vil også redusere utfordringer knyttet til lukt og tiltrekking av dyr til anlegget.

#### 5.1.7 Filterlag for bedre/fornytt fosforbinding

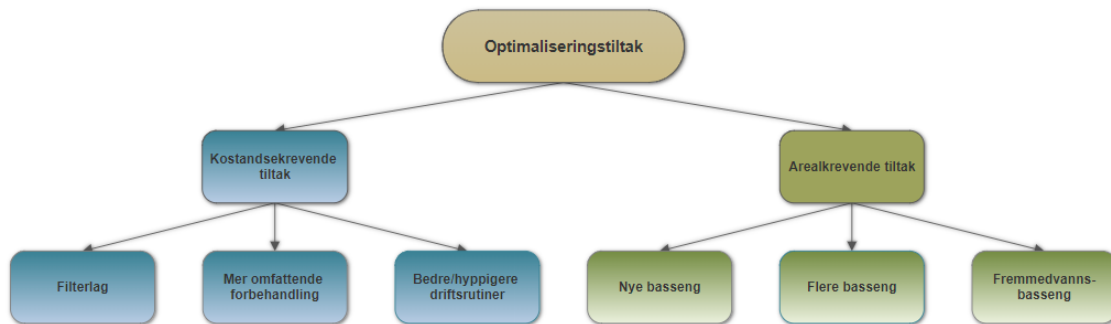
Ettersom løsmassene har en begrenset kapasitet til å binde fosfor vil et mulig tiltak innebære å bytte ut noen av løsmassene. Om dette er aktuelt, for eksempel om areal ikke er tilgjengelig for nye basseng, kan denne utskiftningen bestå av masser som har særlig god bindingsevne for fosfor. Enten på grunn av stor kontaktflate og/eller mineralogisk komposisjon som fremmer binding (aluminium, jern og/eller kalsium innhold). Valgt materiale legges i bunn av bassenget med overdekking av stedlige masser som tillater skrapping/fjerning av slam og biohud uten at filtermedia blir redusert over vekslingsrundene. Dette vil også beskytte kontaktflaten til bindingsmediet fra tildekking av organisk materiale. Overvåking og fortløpende vurdering av renseseffekt vil gi konkret indikasjon på at levetiden begynner å avta og at bindingsmediet må byttes ut. Valg av bindingsmateriale bør vurderes ut ifra tilgjengelighet, ledningsevne (bør ikke føre til redusert infiltrasjonskapasitet) og bindingskapasitet. I tillegg må det vurderes hvordan mettet bindingsmateriale kan gjenvinnes.

Basert på observasjoner av varierende pH kunne det vært fordelaktig å vurdere bindingsmaterialer eller blande bindingsmateriale slik at man både har innhold av jern/aluminium og kalsium. På denne måten kan det sikres binding på tvers av pH 6-8.

Hensyn til ledningsevne bør gjøres med fokus på å finne balanse mellom infiltrasjonskapasiteten i filterflaten og ledningsevne i bindingslaget. Filterlaget må ikke fungere som en flaskehals, men fordi det er relativt tynt vil det ikke ha samme effekt på den hydrauliske kapasiteten som ledningsevne i de øvrige massene. Det er mulig at et finkornige filterlag vil bedre effekt per m<sup>3</sup> på grunn av større kontaktareal.

En vurdering av både ideell kjemisk komposisjon av bindingsmateriale og nødvendig minimum ledningsevne for et filterlag for åpen infiltrasjonsanlegg bør foretas for å anbefale gunstig materiale.

## 5.2 Oppsummering



FIGUR 5.1 FLYTSKJEMA AV OPTIMALISERINGSTILTAK MED INNDELING ETTER TILTAKENES KOSTNAD ELLER AREALAVHENGIGHET (IMP).

Med unntak av tiltak som er avhengig av bedre forståelse og arbeidsmetode med anleggene er de foreslåtte tiltakene delt i to grupper basert på hva den dominerende betingelsen for tiltaket er. De to gruppene er henholdsvis kostnadskrevende tiltak og arealkrevende. Kostnadskrevende tiltak vil gjerne kreve betydelig investeringskostnader tilknyttet etablering og/eller drifting av tiltaket. Arealkrevende tiltak vil gjerne ikke kreve økt driftstid eller kostnader (unntak er fremmedvannsbasseng som vil kreve sesongbasert drift) utover etablering. Etablering er begrenset til utgraving av filterflate og legging av innløpsledninger som ikke anses som særlig kostnadskrevende.

## 6 Konklusjon

Denne oppgaven har, med grunnlag i tilgjengelig og relevant teoretisk bakgrunn, prøvd å vurdere drift av åpne infiltrasjonsanlegg med hensyn til renseseffekt og brukervennlighet samt vurdere mulige tiltak for forbedring/optimalisering av denne driften.

Ved gjennomgang av prøveresultat og erfaringer tilknyttet anleggene har det vært mulig å koble resultat fra de 8 undersøkte anleggene til teorigrunnlaget. Følgende konklusjoner er gjort ut ifra denne gjennomgangen:

### REGELVERK/KRAV FRA MYNDIGHET

- Det er umulig å tilfredsstille krav til akkreditert prøvetakning iht. anlegg under kapittel 14 av forurensingsforskriften.
- Det er uklare krav satt av myndighet rundt resipient, prøvetakning og sammenheng mellom renskrav og risiko.

Denne anleggstypen tilfredsstiller renskrav stilt av myndighetene. Ved å ekskludere infiltrasjon i kapittel 14 setter man hinder for anvendelsen av denne typen løsning. Resultatene fra denne oppgaven viser at infiltrasjon bør inngå som en rensemetode også for store anlegg (kapittel 14).

Utslipp til grunnvann og utslipp til en overflateresipient vil opptre på svært ulike måter og har ulikt konsekvensomfang. Konsekvensen av utslipp til en elv via infiltrasjon er redusert via prosesser både i umettet sone og mettet sone. Om renskrav stilles i overgangen i mellom umettet og mettet sone burde kravene fortsatt gjenspeile den helhetlige risikoen av utslippet. Renskravene for anlegg i denne oppgaven er, i de fleste tilfeller, høyere enn retningslinjer for direkte utslipp til overflateresipient som omtalt i forurensingsforskriften. Dette tilsier at renskrav ikke er vurdert i sammenheng med risiko og tar ingen høyde for eventuelle prosesser i den mettede sonen.

Ved revisjon av forskriften bør det inkluderes retningslinjer som er bedre tilpasset åpne infiltrasjonsanlegg. Dette gjelder både ved vurdering av renskrav så vel som tilrettelegging slik at anleggseiere har mulighet til å imøtekomme krav rundt prøvetakning. I tillegg må forhold rundt overvåkning standardiseres spesielt med hensyn til å dokumentere/korrigere for fortykning av prøver tatt fra grunnvannet.

### RENSEEFFEKT

- Anleggene fungerer som forventet med hensyn til renseseffekt, men er mer følsom for overbelastning med organisk materiale enn forventet.
- Anleggene er sårbare for forhold som reduserer organisk nedbrytning, syreholdig avløp og saltholdig avløp.
- Syreholdig og ionefattig avløp fører til utvasking av fosfor som allerede er tilført løsmassene.
- Forbehandling har stor effekt på infiltrasjonskapasitet og er avgjørende for at anlegget ikke krever for stor filterflate.

Ved undersøkelse av resultater for organiske materiale og fosfor kan vi konkludere med at de aktuelle anleggene stort sett har svært høy renseseffekt. Renseevne er både i tråd med forventninger og i stor grad tilfredsstiller de også renskrav stilt av forurensningsmyndigheten. Det var ikke mulig å påvise statistisk signifikant korrelasjon som gir sammenheng mellom innløp og utløpsverdier (avviksforklaring) fra tilgjengelige dataserier, men vurdering av tilbakemeldinger fra driftspersonale kombinert med prøveresultat gir god innsikt i forhold som har bidratt til reduksjon i rensesevne.

Disse tilbakemeldingene kombinert med prøvedata viser at anleggene er sårbare for uvanlige konsentrasjoner i avløpet (klorid, pH), store mengder organisk materiale og lengre perioder med belastning som gir anaerobe forhold. Langvarig anaerobe tilsander må unngås samt forhold som reduser biologisk aktivitet som belastning med høye konsentrasjoner salt eller syreholdig vann.

En forventet utfordring med bruk av stedlige masser er levetiden med hensyn til fosforbinding. Ingen av anleggene har vært i drift lenge nok til å se noen konkret reduksjon i P-bindingsevne. Lesja (Hosetmoen) som har stått lengst i drift har perioder med lav effekt på fosfor, men det er ikke noen tydelige tegn på at dette skyldes fosformetning.

#### **ETABLERING OG DRIFT**

- Det er meldt at de gunstige etablerings- og driftskostnadene var avgjørende for valg av rensemetode.
- Forbehandling bør fjerne avløpsøppel både fra slam og fra renseparken.
- Anleggene har ikke hatt store utfordringer tilknyttet lukt eller temperatur (frost).
- Nedsatt hydraulisk funksjon er ikke knyttet til løsmassenes ledningsevne eller hydraulisk kapasitet, men til høy organisk belastning på grunn av manglende forbehandling.

Tilbakemeldinger og opplevelsene fra driftspersonale og kommuner er svært positive til åpne JBA. Den åpne løsning ser ikke ut til å ha skapt problemer i forhold til temperatur eller tiltrukket seg dyr. Negative opplevelser tilknyttet lukt har også vært minimale. Driften oppleves som stabil og lite krevende. Dette samsvarer til dels med prøveresultat.

Hydraulisk funksjon er svært avhengig av avløpets sammensetning og vi ser at infiltrasjon av ubehandlet avløp gjerne gir problematisk lav infiltrasjonskapasitet. Infiltrasjonskapasitet er også avhengig av vekslingsrutiner, da dette påvirker omfanget av slam og biologisk vekst/nedbrytning i filteret. Selv løsmasser med svært høy ledningsevne vil ikke kunne ta unna høy belastning om filteret er utsatt for mye slam. Dimensjonering må derfor ses i sammenheng med vekslingsrutiner og forbehandling.

Ved bruk av slambasseng som forbehandling er det viktig å presisere at disse inngår som del av infiltrasjonsanlegget og som vi ser på Lesja (Hosetmoen) er påvirkning fra slambasseng betydelig større enn påvirkning fra infiltrasjonsbasseng. Dette kan til dels være koblet til at bassengene blir utsatt for høyere organisk belastning enn anlegg med forbehandling isolert fra infiltrasjon. Den høye andelen slam gjør anlegget sårbart for overbelastning og gjennombrudd. Opplevelser fra Folldal indikerer at renseseffekt på organisk materiale så vel som infiltrasjonskapasitet reduseres ved å ikke anvende noen form for forbehandling før infiltrasjon.

Forbehandling anbefales derfor både for å sikre infiltrasjonskapasitet og renseseffekt. Type forbehandling bør være stabil og enkel å drifte og burde tilrettelegge for god anvendelse av slam som en ressurs.

#### **AKTUELLE OPTIMALISERINGSTILTAK**

- Etablering av bedre rutiner for bygging og drift av anleggstypen
- Tydeliggjøre regelverk og standard rundt utslipp og overvåking slik at det tilpasses infiltrasjon som rensemetode
- Utvidelse av anleggene ved etablering av flere/nye. For anlegg som tidvis er utsatt for mye fremmedvann kan eget fremmedvannsbasseng hindre utlekking av fosfor.
- Bedre forbehandling som gir mindre variasjoner i infiltrasjonskapasitet, fjerner avløpsøppel og begrenser organisk overbelastning

- Bruk av fosforbindingslag for å forlenge levetid på anlegget med hensyn til renseeffekt på fosfor

Fra gjennomgang av anleggene ser vi at noen av de foreslåtte optimaliseringstiltakene allerede har blitt implementert på anlegg som har opplevd nedsatt renseevne og/eller infiltrasjonskapasitet.

Nødvendig tilpasninger og forbedringer har blitt gjort uten lange utredninger eller kostnadskrevende infrastruktur, og det er tydelig at grunnet teknologien sin enkelhet er tilpasning- og utvidelsesmuligheten fleksible i sammenligning med konvensjonelle anlegg.

#### **SLUTTKOMMENTAR**

Resultater fra undersøkelse av anleggene i Gudbrandsdalen og Østerdalen bekrefter at åpne JBA gir god og kostnadseffektiv avløpsrensing. Ved riktig vurdering av dimensjonerende infiltrasjonskapasitet krever anleggene kun rutinemessig veksling og bearbeiding av filterflate (skraping og etterfylling), samt drift av forbehandling (tømming). Fra anlegg som ikke har kunnet opprettholde slike driftsrutiner ser vi at konsekvensen ikke nødvendigvis er nedsatt hydraulisk funksjon, men nedsatt renseevne (Lesja). Det er observert at krav og regelverk ikke er tilpasset rensemetoden, noe som skaper uklarheter i resipientforhold og overvåkning av renseeffekt. I tillegg kan anlegg over 2000 PE ikke imøtekomme krav til akkreditert prøvetakning.

God forbehandling som gir mulighet for høy dimensjonerende infiltrasjonskapasitet gir redusert arealbehov og kan også bidra til bedre miljø ved rensesystemet (mindre lukt, fjerning av avløpssjøppel). Fjerning av avløpssjøppel vil også gi økt mulighet for å anvende slammet som en ressurs.

Denne oppgaven kunne ikke vurdere renseeffekt på smittestoffer da tilgjengelig data ikke ga godt nok grunnlag for en slik vurdering.

Videre arbeid som foreslått i kap 7 vil gi konkrete svar på kostnadsvurdering av anleggene, valg av bindingsmedium for fosforbinding, valg av dimensjonerende infiltrasjonskapasitet og forslag til prinsippfesting av forhold rundt regelverk og overvåkning.

## 7 Forslag til videre arbeid

### ***Kostnadssammenligning mellom konvensjonelle anlegg og åpne JBA***

Det er oppgitt i denne oppgaven at tilbakemeldinger fra kommuner som har valgt infiltrasjonsbasert avløpsrensing var motivert av de lave kostandene tilknyttet denne typen anlegg. En konkret kostnadsanalyse sett i sammenheng med bærekraft mellom konvensjonelle og åpne JBA er nødvendig for å konkret kunne si hva som er mest konkurransedyktig.

### ***Optimalt bindingsmedium for fosfor***

Vurdering av optimalt bindingsmedium for å øke bindingskapasitet for fosfor og forlenge levetid. Bindingsmedium burde være kostnadseffektivt, tilgjengelig og ha god bindingskapasitet. I tillegg bør det tas hensyn til forhold som pH variasjoner ved vurdering av optimalt medium eller landing av flere medium.

### ***Analyse av dimensjonerende Infiltrasjonskapasitet***

Undersøkelser rettet mot en bedre forståelse av forholdet mellom infiltrasjonskapasitet, forbehandling veksling og filterflate. Mulig i sammenheng med oppdatering av TA611 veileder for å gi bedre veiledning ved dimensjonering av nødvendig filterflate.

### ***Prinsippfesting av resipient og overvåkningsforhold i sammenheng med risiko***

Utarbeidelse av forslag for en konkret beskrivelse av resipientforhold og overvåkningsmetoder for infiltrasjonsanlegg som kan inngå i regelverk. Vurdering av kriterier for renskrav som reflekterer risiko tilknyttet utslipp til resipienten (grunnvannet eller overflate vann).



# Referanser

- Berg, I. og Klavenes, G. (1993) *Rensing av avløpsvann i kaldt klima*. Masteroppgave. Ås: Norges landbrukshøgskole.
- Bergrunn kart (2012) *Norges Geologiske Undersøkelse (2012). Berggrunn kart*. Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/> (Hentet: 22. september 2017).
- Boyd, C.E. (2015) *Water Quality: An Introduction*. 2 utg. New York: Springer Link. ISBN: 3319174460.
- Crites, R. W., Reed, S. C. og Bastian R. K. (2000) *Land treatment systems for municipal and industrial wastes*. New York: McGraw-Hill. ISBN: 0-07-061040-1.
- Dubrovsky, N.M. og Hamilton, P.A. (2010) *Nutrients in the Nation's streams and groundwater: National Findings and Implications*. (U.S. Geological Survey Fact Sheet 2010-3078). Reston, VA: U.S. Geological Survey.
- Eveborn, D. (2013) *Sustainable phosphorus removal in onsite wastewater treatment*. Ph.D. avhandling. Stockholm: Kungliga Tekniska Högskolan. ISBN: 978-91-7501-730-3.
- Fisher, R. A. (1970) *Statistical methods for research workers*. 14 utg. Edinburgh: Oliver and Boyd. ISBN-10: 0028447301.
- Forurensningsloven (1983) *Lov om vern mot forurensninger og om avfall*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6> (Hentet: 29. november 2017).
- Forurensningsforskriften (2004) *Forskrift om begrenning av forurensning*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931> (Hentet: 22. september 2017).
- Grøtrud, O. (1982) *Vann og avløp på landsbygda*. Forelesningskompendium. Ås: Norges landbrukshøgskole.
- Gundersen, N. og Bryhni, I. (2015) *Løsmasse – geologi*, *Store Norske Leksikon*. Tilgjengelig fra: [https://snl.no/l%C3%B8smasse\\_-\\_geologi](https://snl.no/l%C3%B8smasse_-_geologi) (Hentet: 27. november 2017).
- Havlin, J.L., Tisdale, S.L., Beaton, J.D. og Nelson, W.L. (2005) *Soil Fertility and Fertilizers*. 8 utg. Upper Saddle River, New Jersey: Pearson Education, Inc. ISBN: 0130278246.
- Heistad, A. (2012) Kapittel 20 VA i spredt bebyggelse i H. Ødegaard (red.) *Vann- og Avløpsteknikk*. 1 utg. Hamar: Norsk Vann, 652-688. ISBN: 9788241403361.
- Jenssen, P. D., Jonasson, S. A. og Heistad, A. (2006) *Naturbasert rensing av avløpsvann – en kunnskapsammenstilling med hovedvekt på norske erfaringer*. (VA-Forsk rapport 2006-20). Stockholm: Svenskt Vatten AB.
- Kadlec, R. H. og Knight, R. L. (1996) *Treatment wetlands*. 1 utg. Boca Raton, FL: CRC Press. ISBN: 0-87371-930-1.
- Kraft, P. I. og Rasmussen, G. (1998) *Store anlegg for infiltrasjon av avløpsvann i jord - Etablering drift og rensegenskaper*. (Jordforsk rapport 46-1998). Ås: Bioforsk Jord og Miljø. ISBN: 82-7467-302-6.
- Lance, J. C., Rice, R. C. og Gilbert, R. G. (1980) Renovation of wastewater by soil columns flooded with primary effluent, *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 52(2), 381-388. DOI: 10.2307/25040721.
- Løsmasse kart (2017) *Norges Geologiske Undersøkelse (2012). Løsmasse kart*. Tilgjengelig fra: <http://geo.ngu.no/kart/losmasse/> (Hentet: 22. september 2017).

- Manahan, S. E. (1994) *Environmental Chemistry*. 6 utg. Boca Raton, FL: CRC Press. ISBN: 9781566700887.
- Meteorologisk institutt (2011) [Digitalt bilde] *Kart av avvik fra normal nedbør i Norge*. Tilgjengelig fra: <http://www.yr.no/artikkel/historiens-varmeste-og-vateste-ar-1.7933330> (Hentet: 1. desember 2017).
- Meteorologisk institutt (2017) *eKlima webportal for datatillgang*. Tilgjengelig fra: [http://sharki.oslo.dnmi.no/portal/page?\\_pageid=73,39035,73\\_39049&\\_dad=portal&\\_schema=PORTAL](http://sharki.oslo.dnmi.no/portal/page?_pageid=73,39035,73_39049&_dad=portal&_schema=PORTAL) (Hentet: 1 Desember 2017).
- Miotliński, K., Barry, K., Dillon, P. og Breton, M. (2010) *Alice Springs SAT Project Hydrological and Water Quality Monitoring Report 2008-2009*. (CSIRO: Water for a Healthy Country National Research Flagship EP102011). Canberra: CSIRO. ISBN: 1835-095X.
- Mæhlum, T., Køhler, J., Jenssen, P. og Hensel, G. (2009) Grunnundersøkelser Grunnundersøkelser for infiltrasjon - mindre avløpsanlegg. Forundersøkelse, befaring og detaljundersøkelse ved planlegging av mindre renseanlegg. (Bioforsk Rapport 4/155). Ås: Bioforsk Jord og Miljø. ISBN: 978-82-17-00573-5.
- Naturvårdsverket (1991) *Rening av hushållsspillvatten*. (Allmänna råd 91:2). Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN: 91-620-0058-6.
- NAVA/Jordforsk (2002) *Infiltrasjon i åpne dammer, Koppang renseanlegg*. (NAVA-rapport nr 8/2002). Ås: Jordforsk.
- Pound, C. E. og Crites, R. W. (1973) *Wastewater treatment and reuse by land application: Volume 1*. (EPA-660/2-73-006a). Ohio: U. S. Environmental Protection Agency.
- Pound, C. E., Crites, R. W. og Olson, J. V. (1978) *Long-term Effects of Land Application of Domestic Wastewater, Hollister, California, Rapid Infiltration Site*. (EPA/600/2-78/084). Ada, Oklahoma: U.S. Environmental Protection Agency.
- Reed, S., Crites, R. og Wallace, A. (1985) Problems with rapid infiltration - a post mortem analysis. *Water pollution control federation*, 52(8), 854-858.
- Robertsen, K. R., (1991) *Avløpsløsning for Lesja sentrum med omkringliggende områder*. (Internrapport, Prosjekt: 6.0512-001). Ski: Geofuturum AS.
- Robertsen, K. R., (1993) *Vurdering av infiltrasjonsmuligheter ved Bjorli i Lesja kommune*. (Internrapport, Prosjekt: 6.0512-007). Ski: Geofuturum AS.
- Robertsen, K. R. (1994) *Avløpsløsninger for Vingelen i Tolga kommune*. (Internrapport, Prosjektref 6.0436-003). Ski: Geofuturum AS.
- Robertsen, K. R. (1995a) *Forprosjekt-Rena Rensepark*. (Internrapport, Prosjekt: 6.0429-015). Ski: Geofuturum AS.
- Robertsen, K. R., (1995b) *Resultater fra forundersøkelser på Kåsmoen-Rena Rensepark*. (Internrapport, Prosjekt: 6.0429-015). Ski: Geofuturum AS.
- Robertsen, K. R. (1995c) *Forundersøkelser ved Moan/Brattbakken i Folldal kommune*. (Internrapport, Prosjekt: 6.0439-020). Ski: Geofuturum AS.
- Robertsen, K. R. (1995d) *Resultater fra forundersøkelser på Kåsmoen-Rena Rensepark*. (Internrapport, Prosjekt: 6.0429-015). Ski: Geofuturum AS.
- Robertsen, K. R., (1995e) *Forprosjekt-Rena Rensepark*. (Internrapport, Prosjekt: 6.0429-015). Ski: Geofuturum AS.

- Robertson, K. R., (1996a) *Grunnundersøkelser ved Frisvoll i Dalholen*. (Internrapport, Prosjekt: 6.0439-020). Ski: Geofuturum AS.
- Robertson, K. R., (1996b) *Forprosjekt - Åmot kommune Rena -rensepark Kåsmoen*. (Internrapport, Prosjekt: 6.0429-015) Ski: Geofuturum AS .
- Robertson K. (1997) *Kombinasjon av åpne infiltrasjonsanlegg og konvensjonell renseteknologi*. (Komtek prosjekt 107873/720). Oslo: Norsk kommunalteknisk forening.
- Robertson, K. R., (1997-2001) *Årsrapport- Rena rensespark 1997-2001, Kåsmoen*. (Internrapport, Prosjekt: 101982) Ski: Interconsult Group.
- Robertson, K. R., (1998-2000) *Folldal rensespark-Årsrapport 1998-2000*. (Internrapport, Prosjekt: 102001) Ski: InterConsult Group.
- Robertson, K. R., (2000) *Vingelen Årssrapport 1999*. (Internrapport, Prosjekt: 101991) Ski: InterConsult Group.
- Robertson, K. R. (2005-2016a) *Lesja (Hosetmoen) - Årsrapport*. (Internrapport, Prosjekt: 512309) Ås: Asplan Viak AS.
- Robertson, K. R. (2005-2016b) *Lesjaverk - Årsrapport*. (Internrapport, Prosjekt: 512309) Ås: Asplan Viak AS.
- Robertson, K. R. (2005-2016c) *Bjørli - Årsrapport*. (Internrapport, Prosjekt: 512309) Ås: Asplan Viak AS.
- Robertson, W. (2008) Irreversible phosphorus sorption in septic system plumes? *Ground Water*, 46(1), 51-60. DOI: 10.1111/j.1745-6584.2007.00389.x
- Said, H. A. (2016) *Transport og skjebne av Escherichia coli*. Mastergrad. Ås: NMBU.
- Sivertsen, E. og Bomo, A. (2016) *Norske tall for vannforbruk med fokus på husholdningsforbruk*. (Norsk Vann Rapport B20/2016). Hamar: Norsk vann.
- Statens forurensningstilsyn (1986) *TA611 veiledning ved bygging og drift av større infiltrasjonsanlegg*. (SFT rapport TA611). Oslo: Statens forurensningstilsyn.
- U.S. EPA (1981) *Process Design Manual Land Treatment of Municipal Wastewater Effluents*. (EPA 625/1-81-013). Cincinnati, Ohio: U.S. Environmental Protection Agency Center for Environmental Research Information.
- U.S. EPA (2006) *Process Design Manual Land Treatment of Municipal Wastewater Effluents*. (EPA 625/R-06/016). Cincinnati, Ohio: U.S. Environmental Protection Agency.
- Westby, T., Køhler, J.C., Ausland, G., Westlie, L. og Rasmussen, G. (1997) *Infiltrasjon av sanitærvløp i stedlige jordmasser*. (Jordforsk rapport 145/97). Ås: Bioforsk.
- Ødegaard, H. (2012) Kapittel 1, 5, 7, 9, 13, 17, 18 og 21 i H. Ødegaard (red.) *Vann- og avløpsteknikk*. 1 utg. Hamar: Norsk Vann. ISBN: 9788241403361.

## ***Vedlegg A***

### ***Dataserier fra prøvetakning ved anleggene (årgjennomsnitt og månedlig prøvetakning):***

Lesjaverk

Lesja (Hosetmoen)

Bjørli

Folldal

Rena

Lesjaverk 1993-2016

Lesjaverk 1993-2016														
Innløp														
m <sup>3</sup> /døgn			BOF			Tot-P			CI			kof		
Dato	m <sup>3</sup> /døgn	BOF	Tot-P	CI	kof	BOF	Tot-P	CI	BOF	Tot-P	CI	BOF	Tot-P	CI
20.6.93						1.99	0.006	6	1.99	0.006	6	1.48		6
3.9.93						1.39	0.1	5.3	1.39	0.1	5.3	1.32		18.2
5.10.93						3.3		5	3.3		5	2.33	0.07	6
2.11.1993						3.69	0.005	5.2	3.69	0.005	5.2	3	0.005	6.5
2.12.93						2.11	0.005	5.6	2.11	0.005	5.6	2.19	0.005	8.4
9.6.94						3	0.012	4.5	3	0.012	4.5	3	0.034	7.7
29.8.94						1.71	0.02	4.6	1.71	0.02	4.6	2.92	0.039	5.8
28.6.95						3.32	0.005	5.8	3.32	0.005	5.8	2.42	0.005	6.9
30.8.95						1.6	0.005	4.7	1.6	0.005	4.7	1.64	0.005	8.1
1.11.95						2.6	0.021	5.3	2.6	0.021	5.3	2.62	0.124	8
19.6.96						3.1	0.005	5.8	3.1	0.005	5.8	2.8	0.005	11.3
28.8.96						2.4	0.005	6.2	2.4	0.005	6.2	2	0.005	10.2
27.6.97						2	0.005	5.9	2	0.005	5.9	2	0.005	9.4
26.9.97						2.2	0.005	4.8	2.2	0.005	4.8	2.2	0.005	8.5
18.5.98						5	0.005	6.2	5	0.005	6.2	4	0.005	10.8
23.10.98						2.4	0.005	6	2.4	0.005	6	1.9	0.005	10
7.6.99						3	0.016	5.81	3	0.016	5.81	4	0.014	9
14.10.99						4	0.013	6.44	4	0.013	6.44	3	0.007	9.53
23.6.2000						4	0.002	6.94	4	0.002	6.94	4	0.003	17.8
28.9.2000						4	0.002	7.7	4	0.002	7.7	4	0.002	13.6
18.6.2001						4	0.003	7.65	4	0.003	7.65	4	0.014	12.5
31.7.2001							0.003	7.19		0.003	7.19		0.003	9.25
23.8.2001							0.011	7.09		0.011	7.09		0.002	8.49
27.6.2002							0.155	8.76		0.155	8.76		0.058	10.3
19.7.2002							0.028	7.9		0.028	7.9		0.085	17.6
26.9.2002							0.115	6.9		0.115	6.9		0.074	16.6
22.5.2003			3.7	22	335		0.002	7.91		0.002	7.91		0.002	14.9
6.10.2003			3.63	22	353		0.002	4.7		0.002	4.7		0.002	13.5
28.5.2004	11.600		10.8	38	966		0.002	8		0.002	8		0.002	13.6
22.6.2004	31.300		7.5	45	275		0.003	8.1		0.003	8.1		0.002	7.8

Lesjaverk 1993-2016

Lesjaverk 1993-2016											
Innløp											
Dato	m <sup>3</sup> /døgn	BOF	Tot-P	CI	kof	GV 1			GV 2		
						BOF	Tot-P	CI	BOF	Tot-P	CI
22.7.2004	20.000		7.5	43	304		0.003	7.9		0.010	13.4
19.8.2004	13.000		7.6	46	346		0.002	8		0.002	14.3
14.9.2004	36.300						0.004	8.3		0.002	14.3
20.9.2004			7.7	43.4	307		0.002	9.5		0.002	13.7
7.10.2004	14.000		15	55.2	3090		0.002	8.9		0.003	11.2
23.5.2005	23.000		530	32	530		0.083	9.9		0.066	13.3
22.6.2005	24.000		760	37	760		0.026	10		0.502	14.9
22.8.2005	17.000		502	25	502		0.003	10.3		0.010	17.5
10.10.2005	16.000		13.4	52	1380		0.004	10.5		0.004	16.8
24.5.2006	22.100		5.54	26.7	308		0.002	8.7		0.003	11.8
20.6.2006	13.800	113	5.5	25.9		2	0.002	11.3	2	0.002	16.1
31.7.2006	29.800	91	4.42	19.4		2	0.002	11.4	2	0.002	16
16.8.2006	15.500	43	4.97	22.1		2	0.002	10.8	2	0.002	17.3
14.9.2006	17.000	66	4.63	21.8		2	0.002	14.8	2	0.011	18.4
10.10.2006	21.2	132	6.75	40		2	0.004	13.1	2	0.022	16.6
11.5.2007	16		6.62	32		2	0.002	14.2	1.9	0.002	16.5
18.6.2007	15		7.42	30		2	0.003	13.5	2.3	0.012	18.1
13.7.2007	21		7.92	27		1.7	0.002	13.5	2	0.003	17.9
27.7.2007	21		6.9	22		2.2	0.006	14.1	2.7	0.003	18.3
22.8.2007	14		6	21		1.8	0.002	14.3	1.8	0.002	18.7
11.9.2007	13.000		6.63	31		14.1					
18.10.2007	15		6.23	35		14.3					
15.1.2008	8.1										
15.2.2008	11.3										
15.3.2008	13										
15.4.2008	24.3										
15.5.2008	21	91	6.65	27.7					2	0.002	13.4
15.6.2008	12.4	76	6.29	29					2	0.003	14.4
15.7.2008	10.5	49	5.70	16.6					2	0.002	14.6
15.8.2008	15.1	54	5.66	24					2	0.002	14
15.9.2008	13	77	6.93	29.3					2	0.023	18.2

Lesjaverk 1993-2016

Dato	Innløp						GV 1			GV 2		
	m <sup>3</sup> /døgn	BOF	Tot-P	CI	kof		BOF	Tot-P	CI	BOF	Tot-P	CI
15.10.2008	15.7	108	6.93	26.9						2	0.004	20.5
15.11.2008	11.9									2	0.004	18.9
15.12.2008	9.7											
15.1.2009	15											
15.2.2009	15											
15.3.2009	13											
15.4.2009	40											
15.5.2009	14.5	128	6.02	26						2	0.004	21.2
15.6.2009	13	286	10.70	35.8						2	0.002	20.1
15.7.2009	23	238	7.74	27.6						2	0.002	20.6
15.8.2009	14	139	7.66	35.1						2	0.002	19
15.9.2009	12	94	6.07	42.6						2	0.003	18.3
15.10.2009	13.5	92	7.52	44.6						2	0.005	18
15.11.2009	10											
15.12.2009	12.5											
15.1.2010	24											
15.2.2010	13	178	430	7.31	430							
15.3.2010	21	145	400	7.77	400							
15.4.2010	35	52	171	3.63	171							
15.5.2010	21									2	0.005	20.9
15.6.2010	12									2	0.007	22.3
15.7.2010	19											
15.8.2010	14											
15.9.2010	10											
15.10.2010	11											
15.11.2010	12											
15.12.2010	22											
15.1.2011	24											
15.2.2011	22	33	3.6	16.6	209							
15.3.2011	14											
15.4.2011	49	61	3.6	17.4	198							
15.5.2011	19	103	5.69	22						2	0.003	20









## Lesjaverk 1993-2016 årsgjennomsnitt

Dato	vannføring m <sup>3</sup> /døgn	BOF mg/l	KOF mg/l	Tot-P mg/l	Klorid mg/l	Dato	Tot-P mg/l	LOC mg/l	BOF5 mg/l	Klorid mg/l	Dato	BOF mg/l	Tot-P filtrert	Tot-N mg/l	Klorid mg/l	Dato	BOF mg/l	Tot-P filtrert	BOF mg/l	Tot-P filtrert
1993						1993	0.0725	3.9		5.3	1993					1993				
1994						1994	0.0050	2.9		5.4	1994					1994				
1995						1995	0.0123	2.7		5.0	1995					1995				
1996						1996	0.0130	2.1		5.0	1996					1996				
1997						1997	0.0050	2.8		6.0	1997					1997				
1998	13.20					1998	0.0050	2.1		5.4	1998					1998				
1999	14.70					1999	0.0050	3.7		6.1	1999					1999				
2000	14.30					2000	0.0145	3.5		6.1	2000					2000				
2001	15.40			7.8		2001	0.0030	4		8.0	2001		0.006		15	2001		0.006		99.9 %
2002	49.30		403	7.1		2002	0.0560			8.0	2002		0.021	9	2002		0.021			99.7 %
2003	19.70		344	3.6	22	2003	0.0710			7.0	2003		0.08	17	2003		0.08			97.8 %
2004	18.70		881	9.3	13	2004	0.0260			6.0	2004		0.003	13	2004		0.003			100.0 %
2005	19.80		625	7.0	29	2005	0.0280			7.0	2005		0.143	13	2005		0.143			98.0 %
2006	18.40	89		5.3	26	2006	0.0030	2	2	11.0	2006		0.004	16	2006		0.004	2	97.8 %	99.9 %
2007	16.50			6.8	29	2007	0.0170	3	3	8.0	2007		0.008	18	2007		0.008	2		99.9 %
2008	13.80	74		6.4	25	2008	0.0060		2	16.0	2008		0.082	17	2008		0.082	2	97.3 %	98.7 %
2009	16.50	163		7.6	35	2009	0.0060		2	16.0	2009		0.003	20	2009		0.003	2	98.8 %	100.0 %
2010	17.90	125		6.2		2010	0.0050		2	15.0	2010		0.006	22	2010		0.006	2	98.4 %	99.9 %
2011	23.60	100		5.6	26	2011	0.0030		2	18.0	2011		0.004	20	2011		0.004	2	98.0 %	99.9 %
2012	23	77	305	4.7	22	2012	0.005		2	17	2012		0.002	16.5	2012		0.002	2	97.4 %	99.9 %
2013	29	89		4.0	36	2013	0.0043		2	15	2013		0.0044	18.3	2013		0.0044	2	97.7 %	99.9 %
2014	12	148		7.1	29	2014	0.0380		2.5	14	2014		0.0381	16.7	2014		0.0381	2	98.6 %	99.5 %
2015	16	180		7.9	36	2015	0.0180		2	15	2015		0.0187	20.7	2015		0.0187	2	98.9 %	99.8 %
2016	23.5	200		9.0	6	2016	0.0180		2	0	2016		0.0187	0.0	2016		0.0187	2	99.0 %	99.8 %
<b>snitt</b>	<b>19.8</b>	<b>124.5</b>	<b>511.6</b>	<b>6.6</b>	<b>25.7</b>	<b>snitt</b>	<b>0.02</b>	<b>3.0</b>	<b>2.1</b>	<b>9.4</b>	<b>snitt</b>	<b>2.0</b>	<b>0.0</b>	<b>15.8</b>	<b>snitt</b>	<b>98.2 %</b>	<b>99.5 %</b>			

**Lesja (Hosetmoen) 1994-2016**

Innløp														Innløp infiltrasjonsbasseng (etter slamavskilling)													
Dato	m3/døgn	Tot-N	BOF	Tot-P	Klorid	KOF	LOC	SS	NO-3	NH-4	pH	Dato	Tot-N	BOF	Tot-P	Klorid	KOF	LOC	SS	NO-3	NH-4	pH					
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l						
jun. 94				11.90			102.0	4484.0																			
jul. 94	155			5.40			42.7	426.0																			
aug. 94	251			21.60			150.0	1054.0																			
sep. 94	196			15.80			131.0	444.0																			
okt. 94	251			7.25			89.3	936.0				14.10.94			8.1	25.0		88.9	240.0	4.6	11.0						
Snitt 1994	213			12.40			103.0	1468.8				14.11.94	18.9		7.3	29.0	55.3	72.1	240.0	4.6	13.9						
feb. 95				6.45			47.8	1192.0				feb. 95	22.0		8.8	35.0	670.0	56.0	0.0	38.7							
apr. 95				3.83			17.9	265.0				sep. 95	41.4		8.9		135.0	188.0									
aug. 95				8.38			84.5	242.0				okt. 95	14.8		4.1		64.7	106.0									
snitt 1995	265			7.8			63.3	792.0				snitt 1995	26.1		7.3	35.0	289.9	116.7	0.0	38.7							
jan. 96	174			7.10			68.1	8748.0				jan. 96	31.2		7.9	40.0	65.9	78.0									
feb. 96	184			4.40			39.7	436.0				mar. 96	49.7		19.2	39.0	74.4	630.0									
apr. 96	220			24.70			233.0	678.0				apr. 96	32.5		7.6	34.0	40.7	158.0									
jun. 96	450											jun. 96	19.0		4.9	22.0	12.7	164.0									
sep. 96	170			41.40			535.0	934.0				jun. 96	9.3		9.3		33.0	220.0									
snitt 1996	229			19.40			218.95	2699.00				aug. 96	4.0		4.0		16.4	132.0									
jan. 97	281			21.70			612.0	1023.0				snitt 1996	33.10		9.0	31.7	35.4	260.8									
apr. 97	265			9.80			99.0					jan. 97															
mai. 97	570			9.03			74.0					jan. 97	16.6		2.9	16.0	59.0	11.0									
sep. 97	188			15.90			360.0	774.0				mar. 96	49.7		9.4	29.0	218.0	275.0									
nov. 97	223			34.4			32.0	157.0				apr. 96	32.5														
Snitt 1997	307			12.2			235.4	651.3				jun. 96	19.0														
mar. 98				4.03			31.0	118.0				jun. 96	9.3														
mar. 98				4.95			15.2	228.0				aug. 96	4.0														
okt. 98				9.80			64.0	590.0				snitt 1996	33.10														
snitt 1998				6.3			36.7	312.0				jan. 97															
jan. 99	374											jan. 97															
feb. 99	365			17.70			91.0	201.0				jun. 97	16.6														
mai. 99	443			3.39			19.5	190.0				okt. 97	34.1														
jun. 99	498			8.28			17.4	148.0				okt. 97	34.1														
des. 99	350																										
snitt 1999	384			9.8			42.6	179.7																			
jan. 00				2.49			13.0					snitt 1999	30.7		9.1	32.6	95.8	110.0	25.2								
feb. 00				2.68			15.0					jan. 00	21.6		2.9	24.7	23.0					6.9					
feb. 00				3.23			32.0					feb. 00	20.7		2.9	26.5	23.0					7.0					
apr. 00				3.89			12.0					feb. 00	21.2		3.2	25.4	22.0					6.9					
jun. 00				2.51			15.0																				
jul. 00				2.87			12.0					apr. 00	14.3		5.8	20.5	14.0					6.8					
aug. 00				13.50			52.0					jun. 00	18.4		3.3	19.3	20.0					6.7					
sep. 00				4.54			20.0					jul. 00	16.5		7.0	18.7	16.0					6.9					
nov. 00				2.51			13.0					aug. 00	33.9		13.7	34.2	59.0					6.7					
Snitt 2000	259			4.25			20.4					sep. 00	44.8		11.3	43.5	52.0					6.9					
jun. 01				0.76			8.0					nov. 00	25.5		4.7	28.2	18.0					7.0					
												Snitt 00	24.1		5.7	26.8	27.4					6.9					
												jun. 01	14.9		5.4	10.8	20.0					6.8					





Dato	m3/døgn	Tot-N mg/l	BOF	Tot-P mg/l	Klorid mg/l	KOF	LOC	SS	NO-3 mg/l	NH-4 mg/l	pH	Dato	Tot-N mg/l	BOF	Tot-P mg/l	Klorid mg/l	KOF	LOC	SS	NO-3 mg/l	NH-4 mg/l	pH		
APRIL	215	>227	>4970	34.5	>48.9					36.4	>7.9	APRIL												
MAI	175											MAI												
JUNI	332											JUNI												
JULI	460											JULI												
AUG.	279											AUG.												
SEPT.	239											SEPT.												
OKT.	219											OKT.												
NOV.	102											NOV.												
DES	133											DES												
2010	217.0	41.9	186.0	15.2	27.7					32.833333	7.4	2010												
JAN	138											JAN												
FEB.	117											FEB.												
MARS	168											MARS												
APRIL	441											APRIL												
MAI	319	21.6	76	2.53	34					17.2	6.9	MAI	20.4	72.0	2.7	26.0	159.0				18.4	7.0		
JUNI	375	45.3	171	7.32	280					37.5	7.0	JUNI	16.1	35.0	1.9	21.0	137.0				10.7	6.8		
JULI	277	42	198	3.86	37	448				38	6.8	JULI	39.0	265.0	5.1	32.0	440.0				26.0	6.7		
AUG.	250	16.1	85	1.94	22	189				12.2	6.8	AUG.	28.0	177.0	3.9	29.0	405.0				19.8	6.8		
SEPT.	246	23.3	87	4.31	26	230				17.6	6.9	SEPT.	30.4	90.0	4.0	31.0	186.0				27.6	7.0		
OKT.	211	38.2	134	5.04	35	330				27.7	7.2	OKT.	9.4	103.0	4.1	33.0	191.0				24.0	6.9		
NOV.	224	26.7	98	3.46	51	252				21.4	7.1	NOV.												
DES	217	42.5	296	6.17	33					21.1	7.3	DES												
2011	248.6	32.0	143.1	4.3	64.8	289.8				24.1	7.0	2011	23.9	123.7	3.6	28.7					21.1	6.9		
JAN	169	47.8	167	8.13	63							JAN												
FEB.	160	47.9	92	6.13	73							FEB.												
MARS	413	42.3	257	6.58	82							MARS												
APRIL	331	36.2	65	4.9	160							APRIL												
MAI	342	18.5	36	3.9	23							MAI												
JUNI	381	15.8	30	2.05	17							JUNI												
JULI	353	17.4	154	2.27	-							JULI												
AUG.	254	34	326	5.14	18							AUG.												
SEPT.	182	49.1	248	7.78	47							SEPT.												
OKT.	178	61.9	345	9.22	58							OKT.												
NOV.	195	62.3	358	-	38							NOV.												
DES	182	47.5	157	5.97	56							DES												
2012	261.7	40.1	186.3	5.6	57.7							2012												
JAN	186	76.1	216	9.05	47	661				55.9	7.3	JAN												
FEB.	151	63.1	201	8.85	45	831				44.7	7.1	FEB.												
MARS	149	43.8	254	7.01	32	514				31.2	7.2	MARS												
APRIL	188	20.8	157	4.72	34	523				16.6	7.2	APRIL												
MAI	182	38.7	161	6.13	120	391				33.5	7.2	MAI												
JUNI	195	15.2	99	1.73	24	372				5.71	6.6	JUNI	11.6	19.0	1.5	21.0	116.0				7.4	6.9		
JULI	199	12.8	64	0.05	41	185				15.1	7.1	JULI	29.5	200.0	1/(øst)og 1.	22.0					19.2	7.1		
AUG.	173	39.4	156	6.11	47	542				17.8	6.9	AUG.												
SEPT.	179	40.9	176	6.06	31	440				31.6	7.2	SEPT.												
OKT.	176	43	163	6.47	32	488				32.4	7.3	OKT.												
NOV.	175	65.4	195	8.5	40	615				47.9	7.3	NOV.	42.9	129.0	4.8	44.0					37.2	7.1		
DES	186	60	515	8.76	41	547				47.1	7.3	DES	41.5	104.0	4.5	45.0					35.7	7.2		
2013	178	43.3	196.4	6.1	44.5	509.1				31.6	7.1	2013	31.4	113.0	3.6	33.0	116.0				24.9	7.1		
JAN	166	49.7	243	6.54	52	482				35.8	7.2	JAN	43.1	186.0	4.6	47.0					36.4	7.0		

Dato	m3/døgn	Tot-N	BOF	Tot-P	Klorid	KOF	LOC	SS	NO-3	NH-4	pH	Dato	Tot-N	BOF	Tot-P	Klorid	KOF	LOC	SS	NO-3	NH-4	pH	
FEB.	158	46.9	204	8.29	66	659				42.2	7.1	FEB.	44.5	123.0	4.7	48.0					39.2	6.2	
MARS	177	37.7	243	6.68	90	543				24.4	6.9	MARS	45.3	202.0	4.8	45.0						39.4	7.2
APRIL	179	39.9	161	6.06	34	478				31.3	7.2	APRIL	46.8	84.0	4.9	46.0						43.2	7.1
MAI	187	32.4	177	4.93	30	522				24.2	7.2	MAI	31.6	70.0	3.8	39.0						21.5	6.7
JUNI	358	23.1	63	3.33	19	293				17.5	7.0	JUNI	27.3	98.0	3.4	28.0						21.4	6.7
JULI	190	42.5	158	6.56	36	462				33	7.2	JULI	38.5	145.0	5.0	34.0						32.1	6.8
AUG.	208	34.8	186	5.7	37	528				28.3	7.0	AUG.	46.7	73.0	4.4	48.0						44.2	6.8
SEPT.	189	43.1	138	6.68	56	462				34.7	7.1	SEPT.	31.8	43.0	4.0	33.0						29.3	5.5
OKT.	166	50.3	151	7.28	35	510				39.5	7.4	OKT.	46.0	78.0	5.7	52.0						42.3	7.0
NOV.	175	48.9	53	6.85	42					48.9	7.1	NOV.	45.9	56.0	5.2	56.0						16.6	7.0
DES	176	69	350	10.1	43	735				22.9	7.2	DES	44.0	127.0	5.6	55.0						30.6	7.1
2014	194	43.2	177.3	6.6	45.0	515.8				31.9	7.1	2014	41.0	107.1	4.7	44.3						33.0	6.8
JAN	179	58	205	7.71	52	492				35.2	7.3	JAN	44.0	105.0	4.3	56.0						21.4	7.1
FEB.	176	70	335	9.5	110	576				55.7	7.3	FEB.	45.0	133.0	4.6	54.0						37.9	7.1
MARS	175	48	337	7.00	570	570				33.9	7.1	MARS	46.0	121.0	5.6	55.0						36.8	7.1
APRIL	186	53	165	5.21	41	411				33	7.4	APRIL	48.0	127.0	5.4	50.0	290.0					39.2	7.2
MAI	178	50	411	7.09	33	827				30.9	6.8	MAI	39.0	110.0	4.4	42.0	282.0					29.4	7.1
JUNI	166	24	46	5.28	21	139				11.9	7.1	JUNI	32.0	92.0	3.3	32.0	230.0					15.3	6.8
JULI	158	21	58	2.81	19	191				17.2	7.1	JULI	20.0	6.0	2.9	27.0	183.0					12.5	6.9
AUG.	177	22	51	3.03	31	237				16	7.1	AUG.	31.0	79.0	4.7	17.0	208.0					27.8	6.9
SEPT.	179	41	114	5.34	40	351				31.3	7.0	SEPT.	60.0	79.0	7.8	54.0	245.0					54.2	6.7
OKT.	187	41	251	6.31	98	464				31.8	7.0	OKT.	52.0	78.0	6.5	48.0	207.0					52.0	6.7
NOV.	358	57	256	7.05	37	547				26.5	7.2	NOV.	52.0	75.0	5.9	48.0	226.0					36.5	6.9
DES	190	82	348	10.9	47	867				67.6	7.4	DES	47.0	139.0	6.0	64.0	353.0					45.1	7.0
2015	192	47.3	215	6.4	48	473				32.6	7.2	2015	43.0	95.3	5.1	45.6	247.1					34.0	7.0
JAN	150	61	210	7.62	58	530				47.1	7.5	JAN	54.0	144.0	6.1	65.0	305.0					43.8	6.9
FEB.	147	73	244	9.25	75	744				56.3	7.1	FEB.	53.0	105.0	6.1	66.0	306.0					49.9	6.9
MARS	179	48	194	5.68	45	443				37	7.4	MARS	52.0	140.0	5.6	67.0	321.0					44.6	7.0
APRIL	177	47	172	7.1	62	457				37.1	7.3	APRIL	38.0	125.0	4.5	57.0	281.0					32.6	7.0
MAI	240	35	75	2.68	39	312				23.1	7.2	MAI	39.0	87.0	4.8	57.0	241.0					27.7	6.8
JUNI	239	18	64	2.18	20	194				14.2	7.1	JUNI	30.0	39.0	3.9	33.0	133.0					25.6	6.6
JULI	196	43	181	6.33	48	491				37.6	7.2	JULI	43.0	58.0	5.6	51.0	154.0					34.9	6.9
AUG.	248	66	193	8.77	39	475				55.6	7.6	AUG.	43.0	42.0	5.4	47.0	138.0					38.2	6.9
SEPT.	214	27	79	2.68	26	130				19.4	7.0	SEPT.	26.0	21.0	3.4	41.0	67.0					23.2	6.9
OKT.	159	42	192	5.4	66	353				27	7.0	OKT.	35.0	63.0	4.5	57.0	125.0					26.1	6.9
NOV.	167	68	204	6.67	40	454				38.7	7.3	NOV.	47.0	157.0	5.9	72.0	300.0					42.0	7.1
DES	185	41	150	4.58	70	493				29.6	7.2	DES	61.0	369.0	6.4	67.0	595.0					43.5	6.9
Snitt 2016	192	47.4	163	5.9	49	423				35.2	7.2	2016	43.4	112.5	5.2	56.7	247.5					36.0	6.9

**Grunnvannsbørn 2**

**Grunnvannsbørn 1**

Dato	m3/døgn	Tot-N	BOF	Tot-P	Klorid	KOF	LOC	SS	NO-3	NH-4	pH	Dato	Tot-N	BOF	Tot-P	Klorid	KOF	LOC	SS	NO-3	NH-4	pH
okt. 94	5.10	2.00	0.01	14.00	2.00				2.47	0.04												
nov. 94	6.10		0.01	16.00					5.67	0.02		nov. 94	0.60		0.01	13.00	1.00	4.90		0.04	0.02	
Snitt 1994	5.10	2.00	0.01	14.00	2.00				2.47	0.04		Snitt 1994	0.60		0.01	13.00	1.00	4.90		0.04	0.02	
feb. 95	13.30		0.01	16.00			323.00		13.20	0.04		feb. 95	0.30		0.01	17.00		3.40	49.00	0.04	0.07	
sep. 95	7.50		0.05	15.00					6.50	0.01		sep. 95	1.14		0.10	15.00		3.40		0.49	0.18	
okt. 95	1.80		0.01	12.00	1.00				1.42	0.01		okt. 95	0.86		0.01	15.00		3.70		0.32	0.05	
snitt 1995	7.53		0.02	14.33	1.00		323.00		7.04	0.02		snitt 1995	0.77		0.04	15.67		3.50		0.28	0.10	
apr. 96	3.36		0.27	44.00					<0.01	0.36		apr. 96	5.84		0.01	26.00		3.33		5.80	0.46	
jun. 96	7.80	1240.00	0.40	24.00	460.00				0.19	4.14		jun. 96	13.80		0.01	21.00		2.08		1.10	0.14	
												nov. 96	2.08		0.30	23.00		5.50		0.40	0.01	



Dato	m3/døgn	Tot-N	BOF	Tot-P	Klorid	KOF	LOC	SS	NO-3	NH-4	pH	Dato	Tot-N	BOF	Tot-P	Klorid	KOF	LOC	SS	NO-3	NH-4	pH		
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l			
nov. 96	5.26		0.22	22.00					2.46	2.67														
snitt 1996	5.47	1240.00	0.29	30.00	460.00				1.33	2.39		snitt 1996	7.24		0.11	23.33								
jan. 97	3.64	12.00	0.44	25.00	3.00				1.12	2.83		jan. 97	2.68	2.00	0.01	27.00	0.00				2.43	0.20		
jun. 97	1.96		0.03	26.00			9.00		0.01	0.07		jun. 97	3.00		0.01	15.00					0.01	0.25		
okt. 97	0.92		0.01	4.60								okt. 97	1.08		0.01	21.00					0.57	0.01		
Snitt 1997	2.17	12.00	0.16	18.53	3.00		9.00		0.57	1.45		Snitt 1997	2.25	2.00	0.01	21.00	0.00				0.29	0.13		
mar. 98	35.80		1.15	18.20								mar. 98	9.25		0.01	20.20								
jun. 98	18.60		0.45	27.30								jun. 98	8.08		0.05	23.00								
mai. 98	14.90		0.20	19.30								mai. 98	2.60		0.06	21.00								
sep. 98	43.60		2.04	37.40			188.00					sep. 98	2.70		0.17	14.40								
snitt 1998	28.23		0.96	25.55			188.00					snitt 1998	5.66		0.07	19.65								
apr. 99	63.00		6.00	25.00			76.00					apr. 99	52.58		14.90	20.00								
apr. 99	60.00		0.80	29.00			163.00		0.05	54.70		apr. 99	30.60		2.79	25.00					0.64	33.80		
mai. 99	39.70		6.11	24.00			81.00		0.05	44.20		mai. 99	33.50		1.75	21.00					0.44	33.80	6.6	
okt. 99	55.30		0.24	16.40					0.02	53.90		okt. 99	1.84		0.01	25.00					0.02	0.92	6.9	
snitt 1999	54.50		3.29	23.60			106.67		0.04	50.93		snitt 1999	29.63		4.86	22.75					0.37	22.84	6.75	
jan. 00	24.20		2.13	22.90						26.50	6.80	jan. 00	8.84		0.02	43.10					8.40	6.9		
feb. 00	23.60		4.92	22.20						25.50	7.00	feb. 00	9.23		0.03	41.70					8.32	6.6		
feb. 00	22.00		0.47	21.20						21.80	6.84	feb. 00	25.50		0.02	25.20					7.81	6.6		
apr. 00	17.10		1.69	19.40						17.00	6.90	apr. 00	30.20		0.03	20.20					21.10	7		
jun. 00	10.50		0.02	11.50						5.68	7.00	jun. 00	8.03		0.03	22.70					8.40	6.8		
jul. 00	12.20		2.43	13.90						12.70	6.70	jul. 00	4.39		0.03	15.70					4.11	6.7		
aug. 00	16.00		0.09	82.80						16.80	6.70	aug. 00	4.39		0.03	15.70					4.11	6.9		
sep. 00	17.60		0.09	17.30						17.40	6.90	sep. 00	11.80		0.01	32.70					12.10	6.6		
nov. 00	25.70		0.12	32.80						28.10	6.90	nov. 00	4.54		0.02	29.60					3.60	6.9		
snitt 2000	24.91		1.36	28.93						25.04	6.86	snitt 2000	16.44		0.23	35.22					5.64	7		
jun. 01	27.40		5.76	15.90						22.80	6.90	jun. 01	13.60		3.86	12.30					13.15	6.9		
jul. 01	23.10		10.40	23.40						22.20	6.91	jul. 01	18.20		5.33	21.10					11.00	6.7		
aug. 01	44.20		0.02	123.00						40.20	6.40	aug. 01	30.50		0.01	45.70					16.00	6.6		
okt. 01	46.20		1.28	36.40						31.80	6.40	okt. 01	31.90		0.05	37.40					20.40	6.8		
Snitt 01	35.20		4.36	49.70						29.30	6.70	Snitt 01	23.60		2.31	29.10					26.30	6.7		
mai			0.02	39.90									29.63											
juni			2.00	15.90								mai			0.10	34.00								
juli												juni		2.00	0.01	30.80								
august			0.02	17.50								juli		4.00	0.02	24.70								
september			0.01	16.00								august		4.00	0.01	20.20								
oktober			3.31	24.80								september		2.00	0.37	17.00								
november			0.14	27.60								oktober		4.00	0.31	19.00								
desember			0.02	27.00								november		3.00	0.01	18.90								
Snitt 2002			0.02	27.10								desember		3.00	0.01	19.00								
			0.45	24.48								Snitt 02		3.00	0.11	23.00								



Dato	m3/døgn	Tot-N	BOF	Tot-P	Klorid	KOF	LOC	SS	NO-3	NH-4	pH	Dato	Tot-N	BOF	Tot-P	Klorid	KOF	LOC	SS	NO-3	NH-4	pH
OKT.	21.30		0.02	13.20	16.80		6.40	sep. 07	5.40	0.01	11.50	4.60	5.40	6.4								
NOV.	24.30		0.02	21.90	0.35		6.40	okt. 07	5.30	0.01	28.90	3.80	3.90	6.5								
DES																						
Snitt 07	40.06		0.02	26.44	15.52		6.39	Snitt 07	17.71	0.02	29.77	4.22	7.04	6.9								
JAN							6.00	jan. 08					10.60	6.8								
FEB.							6.30	feb. 08					10.70	6.4								
MARS							6.20	mar. 08					10.90	6.5								
APRIL					6.12		5.80	apr. 08					7.20	5.9								
MAI	17.30	2.00	0.06	3.95	5.80		5.80	mai. 08	14.80	2.00	24.90		7.16	6.8								
JUNI	16.90	2.00	0.05	4.14	15.50		5.90	jun. 08	12.80	2.00	25.90		17.30	6.5								
JULI	9.40	19.00	0.06	26.90	5.60		6.80	jul. 08	7.80	2.00	31.70		5.70									
AUG.	8.40	22.00	0.04	31.10				aug. 08	7.00	2.00	28.80											
SEPT.	19.00	17.00	0.35	43.00				sep. 08	20.40	17.00	42.60											
OKT.	5.90	2.00	0.02	23.70				okt. 08	6.00	2.00	23.80											
NOV.								nov. 08														
DES								des. 08														
Snitt 2008	12.82	10.67	0.10	22.13	8.97		6.17	Snitt 2008	11.47	4.50	29.62		10.05	6.6714286								
JAN								JAN														
FEB.								FEB.														
MARS								MARS														
APRIL								APRIL														
MAI	35.70	168.00	6.50	21.70	24.80		6.90	MAI	8.30	3.00	14.40		0.70	6.9								
JUNI	33.90	176.00	1.17	24.20	31.60		6.70	JUNI	71.50	2.00	27.10		29.30	6.7								
JULI	32.70	217.00	1.34	26.00	32.14		6.50	JULI	7.40	2.00	28.20		45.70	6.2								
AUG.	48.90	7.00	3.46	34.40	50.10		6.60	AUG.	13.90	2.00	33.70		45.80	6.5								
SEPT.	50.60	6.00	3.37	33.00	50.20		6.50	SEPT.	15.00	2.00	31.10		14.60	6.5								
OKT.	46.60	9.00	3.60	35.20	48.70		6.80	OKT.	12.70	2.00	33.30		9.65	6.7								
NOV.								NOV.														
DES								DES														
Snitt 09	41.40	97.17	3.24	29.08				Snitt 09	21.47	2.17	27.97		24.29	6.58333333								
JAN								JAN														
FEB.								FEB.														
MARS								MARS														
APRIL								APRIL														
MAI	99.80	2.00	0.04	39.40	38.80		6.30	MAI	22.90	2.00	16.80		4.66	5.3								
JUNI	85.00	2.00	0.05	37.80	39.80		6.50	JUNI	24.60	2.00	15.50											
JULI								JULI														
AUG.								AUG.														
SEPT.								SEPT.														
OKT.								OKT.														
NOV.								NOV.														
DES								DES														
2010	92.40	2.00	0.05	38.60	39.30		6.40	2010	23.75	2.00	16.15		4.66	5.3								
JAN								JAN														
FEB.								FEB.														
MARS								MARS														
APRIL								APRIL														
MAI	16.20	2.00	0.02	24.00	13.00			MAI	20.80	2.00	18.00		0.23									
JUNI	11.20	7.00	0.20	20.00	8.50		6.00	JUNI	50.00	2.00	24.00		11.00	6								
JULI	12.60	12.00	0.46	21.00	8.70		6.30	JULI	13.80	2.00	24.00		10.00	6.4								







# Hosetmoen 1994-2016

## Innløp infiltrasjonsbasseng

Dato	snitt (m3/d)	maks m3/d	BOF mg/l	KOF mg/l	Tot-P mg/l	Tot-N mg/l	NH4 mg/l	Klorid mg/l	pH	Dato	BOF mg/l	KOF mg/l	Tot-P mg/l	Tot-N mg/l	NH4 mg/l	Klorid mg/l	pH	Renseeffekt	
																		TOT P	TOT N
1994	213				12.40					1994		7.67	21.0		26.8	6.9	38.1 %		
1995	265				6.37					1995		7.26	26.0		27.0		-14.0 %		
1996	229				19.40					1996		8.80	33.1		33.7		54.6 %		
1997	307		1207		12.20	48.8	19.5			1997		6.11	25.4		22.5		49.9 %	48.0 %	
1998	217				6.30	32.3	21.0			1998		16.10	517.0		22.0		-155.6 %	-1500.6 %	
1999	385	498			9.79	26.0	10.0			1999		9.18	43.0	25.20	22.0		6.2 %	-65.4 %	
2000	260				4.25	24.0	21.9		6.9	2000		5.70	24.1		26.8	6.9	-34.1 %	-0.4 %	
2001	259				8.90	44.2	40.0		6.9	2001		13.70	52.9	42.60	62.2	6.6	-53.9 %	-19.7 %	
2002	246	437	135	503	7.78		35.2			2002							100.0 %		
2003	331		215	689	4.67		33.5			2003	30.3	144.3			27.2		23.3 %		
2004	247	483	117	452	6.45		30.2			2004	113.9	484			32.0		-137.2 %		
2005	254	553	85	564	3.85		31.5			2005	31	146			30.4		5.5 %		
2006	188	362	121		4.96		39.2	7		2006	121.7				53.6	7.2	-20.4 %		
2007	251	455			3.30	24.0	20.2		7	2007		2.94	23.9	15.3	21.6	6.9	10.9 %	0.4 %	
2008	187	464	88		5.30	36.3	31.8		6.7	2008	73.9		6.59	43.3	35.4	33.2	6.7	-24.3 %	-19.3 %
2009	190		222		5.80	43.1	27.5		7	2009	129.5		5.90	45.2	38.6	27.2	6.8	-1.7 %	-4.9 %
2010	217		1780	3460	15.24	103.6	34.7		7.4	2010							100.0 %		
2011	249		143	340	4.30	32.0	25.4		7.0	2011	124	253	3.60	29.6	21.0	28.7	6.9	16.3 %	7.5 %
2012	262		186	528	6.00	40.0	26.0		6.5	2012							100.0 %		
2013	225		196	509	6.1	43.3	31.6		7.1	2013	113	116	3.6	31	25	33	7	41.0 %	28.4 %
2014	189		177	516	6.60	43.2	31.9		7.1	2014	107		4.70	41.0	33.0	44.3	6.8	28.8 %	5.1 %
2015	206		215	473	6.44	47.3	32.6		7.2	2015	95	247	5.13	43.0	34.0	45.6	7.0	20.3 %	9.0 %
2016	192		163	423	5.90	47.4	35.2		7.2	2016	112.5	247.5	5.17	43.4	36	56.7	6.9	12.4 %	8.4 %
Snitt	244		336.7	768.8	7.5	42.4	36.5		7.0	snitt	95.6	234.0	7.0	65.2	30.6	33.8	6.9	6.1 %	-115.7 %

## Grunnvannsbrønn 1

Dato	BOF mg/l	KOF mg/l	Tot-P filtrert	Tot-N mg/l	NH4 mg/l	Klorid mg/l	pH	Renseeffekt		Dato	BOF mg/l	KOF mg/l	Tot-P filtrert	Tot-N mg/l	NH4 mg/l	Klorid mg/l	pH	Renseeffekt	
								TOT P	TOT N									TOT P	TOT N
1994			0.01	5.6	0.03	15	6.86	100.0 %		1994			0.005	13.6	0.023	13.6		100.0 %	
1995			0.02	7.5	0.02	14.3		99.7 %		1995			0.007	15.7	0.1	15.7		99.9 %	
1996			0.30	5.5	2.40	30		98.5 %		1996			0.045	7.24	0.2	23.3		99.8 %	
1997			0.16	2.17	1.45	18.5		95.6 %		1997			0.005	2.25	0.13	21		100.0 %	100.0 %
1998			0.95	28.2		25.6		84.9 %	12.7 %	1998			0.070	5.6		19.7		98.9 %	82.7 %
1999			3.29			23.6		66.4 %	100.0 %	1999			4.86	29.6	22.8	22.8		50.4 %	-13.8 %
2000			1.33	18.8	19.1	27.1	6.86	68.7 %	21.7 %	2000			0.03	12.5	9.3	30.1	7.54	99.3 %	47.9 %

## Grunnvannsbrønn 2

Dato	BOF mg/l	KOF mg/l	Tot-P filtrert	Tot-N mg/l	NH4 mg/l	Klorid mg/l	pH	Renseeffekt		Dato	BOF mg/l	KOF mg/l	Tot-P filtrert	Tot-N mg/l	NH4 mg/l	Klorid mg/l	pH	Renseeffekt	
								TOT P	TOT N									TOT P	TOT N
1994			0.01	5.6	0.03	15	6.86	100.0 %		1994			0.005	13.6	0.023	13.6		100.0 %	
1995			0.02	7.5	0.02	14.3		99.7 %		1995			0.007	15.7	0.1	15.7		99.9 %	
1996			0.30	5.5	2.40	30		98.5 %		1996			0.045	7.24	0.2	23.3		99.8 %	
1997			0.16	2.17	1.45	18.5		95.6 %		1997			0.005	2.25	0.13	21		100.0 %	100.0 %
1998			0.95	28.2		25.6		84.9 %	12.7 %	1998			0.070	5.6		19.7		98.9 %	82.7 %
1999			3.29			23.6		66.4 %	100.0 %	1999			4.86	29.6	22.8	22.8		50.4 %	-13.8 %
2000			1.33	18.8	19.1	27.1	6.86	68.7 %	21.7 %	2000			0.03	12.5	9.3	30.1	7.54	99.3 %	47.9 %







BJORLI PRØVER 2001-2016

Dato	Vannføring m <sup>3</sup> /d	BOF mg/l	KOF mg/l	NH4 mg/l	Tot-P mg/l	Tot-N mg/l	Klorid mg/l	pH	Dato	BOF mg/l	KOF mg/l	NH4 mg/l	Tot-P mg/l	Tot-N mg/l	Klorid mg/l	pH	Dato	BOF mg/l	KOF mg/l	NH4 mg/l	Tot-P mg/l	Tot-N mg/l	Klorid mg/l	pH
15.11.2006	138.0								15.11.2006								15.11.2006							
15.12.2006	156.0								15.12.2006								15.12.2006							
2006 snitt	152.0	85.4	52.0	4.247	41.7				2006 snitt	<2	30.0	0.007	0.004	5.4		2006 snitt	<2	30.0		0.004			26.1	
01.01.2008	166.0								01.01.2008								01.01.2008							
15.02.2008	191.0								15.02.2008								15.02.2008							
15.03.2008	190.0								15.03.2008								15.03.2008							
15.04.2008	214.0								15.04.2008								15.04.2008							
15.05.2008	430.0	9.0		0.870	27.2	6.7			15.05.2008	<2		0.004	0.004	6.6	13.1		15.05.2008	<2			0.012	10.4	13.0	
15.06.2008	215.0	8.0		0.900	27.9	6.3			15.06.2008	<2		0.004	0.004	6.6	14.0		15.06.2008	<2			0.014	10.0	14.3	
15.07.2008	156.0	57.0		5.670	34.3	34.3			15.07.2008	<2		0.006	0.006	6.9	21.6		15.07.2008	<2			0.003	10.5	5.0	
15.08.2008	161.0	55.0		5.850	34.8	34.8			15.08.2008	3.0		0.007	0.007	7.9	22.4		15.08.2008	<2			0.003	6.6	5.0	
15.09.2008	145.0	292.0		9.900	87.0	87.0			15.09.2008	4.0		0.006	0.006	7.8	24.3		15.09.2008	<2			0.005	7.0	5.3	
15.10.2008	157.0	354.0		9.690	85.9	85.9			15.10.2008	<2		0.005	0.005	5.7	16.7		15.10.2008	<2			0.004	8.0	4.3	
15.11.2008	169.0								15.11.2008								15.11.2008							
15.12.2008	197.0								15.12.2008								15.12.2008							
2008 snitt	199.3	129.2		5.480	49.5	49.5			2008 snitt	3.0		0.005	0.005	6.9	18.7		2008 snitt	<2			0.007		7.8	
01.01.2009	162.0	98.0		2.220	19.9	19.9			01.01.2009								01.01.2009							
15.02.2009	191.5	113.0		2.220	18.4	18.4			15.02.2009								15.02.2009							
15.03.2009	172.0	21.0		1.400	11.7	14.4			15.03.2009								15.03.2009							
15.04.2009	306.0	23.0		1.470	11.3	13.8			15.04.2009								15.04.2009							
15.05.2009	418.3	9.0		0.950	5.2	17.1			15.05.2009	<2		0.012	0.012	8.4	18.5		15.05.2009	<2			0.005	6.4	3.5	
15.06.2009	273.0	125.0		5.390	38.6	34.8			15.06.2009	<2		0.011	0.011	17.9	22.0		15.06.2009	<2			0.003	12.5	4.3	
15.07.2009	144.0	211.0		7.410	60.6	48.3			15.07.2009	<2		0.008	0.008	18.2	19.6		15.07.2009	<2			0.002	12.7	4.5	
15.08.2009	137.0	517.0		6.130	23.9	541.0			15.08.2009	<2		0.011	0.011	21.0	40.8		15.08.2009	<2			0.002	4.9	5.0	
15.09.2009	113.0	447.0		6.150	26.8	560.0			15.09.2009	<2		0.010	0.010	24.3	49.1		15.09.2009	<2			0.004	8.8	4.7	
15.10.2009	155.0	326.0		5.170	20.5	451.0			15.10.2009	<2		0.040	0.040	22.4	46.0		15.10.2009	<2			0.005	8.3	4.8	
15.11.2009	139.0	230.0		5.980	38.3	340.0			15.11.2009								15.11.2009							
15.12.2009	121.5								15.12.2009								15.12.2009							
2009 snitt	194.4	192.7		4.045	187.5	187.5			2009 snitt	<2		0.015	0.015	18.7	32.7		2009 snitt	<2			0.004	8.9	4.5	
01.01.2010	184.5								01.01.2010								01.01.2010							
15.02.2010	176.8	195.0		8.950	40.2	159.0			15.02.2010								15.02.2010							
15.03.2010	189.9	199.0		8.820	39.8	160.0			15.03.2010								15.03.2010							
15.04.2010	213.8	20.0		1.410	7.7	17.5			15.04.2010								15.04.2010							
15.05.2010	253.0								15.05.2010	<2		0.010	0.010	6.2			15.05.2010	<2			0.004	28.5	4.0	
15.06.2010	141.3								15.06.2010	3.0		0.017	0.017	14.7			15.06.2010	<2			0.005	28.7	4.1	
15.07.2010	188.4								15.07.2010								15.07.2010							
15.08.2010	124.5								15.08.2010								15.08.2010							
15.09.2010	109.5								15.09.2010								15.09.2010							
15.10.2010	134.0								15.10.2010								15.10.2010							
15.11.2010	104.6								15.11.2010								15.11.2010							
15.12.2010	144.5								15.12.2010								15.12.2010							
2010 snitt	163.7	138.0		6.393	29.2	112.2			2010 snitt	2.0		0.014	0.014	10.4			2010 snitt	<2			0.005	28.6	4.0	
01.01.2011	184.0	281.0		8.660	59.4	131.0			01.01.2011								01.01.2011							
15.02.2011	185.0	226.0		3.740	25.7	875.0			15.02.2011								15.02.2011							
15.03.2011	238.0	295.0		8.250	53.9	128.0			15.03.2011								15.03.2011							
15.04.2011	793.0	297.0		6.860	65.4	123.0			15.04.2011								15.04.2011							
15.05.2011	483.0	87.0		0.730	6.8	50.0			15.05.2011	2.0		0.007	0.007	3.9	13.0		15.05.2011	78.0			0.063	33.6	57.3	
15.06.2011	327.0	5.0		0.810	5.8	35.0			15.06.2011	2.0		0.010	0.010	3.8	13.0		15.06.2011	2.0			0.004	5.3	14.0	
15.07.2011	232.0	39.0		2.560	17.7	19.0			15.07.2011	2.0		0.013	0.013	8.0	68.0		15.07.2011	3.0			0.009	3.8	24.0	
15.08.2011	168.0	80.0		2.920	23.3	22.0			15.08.2011	2.0		0.004	0.004	3.0	15.0		15.08.2011	2.0			0.004	2.8	19.0	
15.09.2011	146.0	99.0		3.630	21.1	260.0			15.09.2011	2.0		0.007	0.007	2.2	14.0		15.09.2011	2.0			0.004	2.1	17.0	
15.10.2011	205.0	61.0		1.930	15.7	62.0			15.10.2011	2.0		0.003	0.003	1.9	13.0		15.10.2011	7.0			0.004	7.8	42.0	

BJORLI PRØVER 2001-2016

Dato	Vannføring m <sup>3</sup> /d	BOF mg/l	KOF mg/l	NH4 mg/l	Tot-P mg/l	Tot-N mg/l	Klorid mg/l	pH	Dato	BOF mg/l	KOF mg/l	NH4 mg/l	Tot-P mg/l	Tot-N mg/l	Klorid mg/l	pH	Dato	BOF mg/l	KOF mg/l	NH4 mg/l	Tot-P mg/l	Tot-N mg/l	Klorid mg/l	pH
15.11.2011	1300	2150	780	4.970	38.2	50.0	7.2	15.11.2011	2.0	0.003	35.0	15.11.2011	5.0	0.003	65.0	6.0	15.11.2011	5.0	0.003	0.003	10.6	10.6	65.0	6.0
15.12.2011	1800	1000	860	2.740	22.4	43.0	6.9	15.12.2011	2.0	0.003	1600	15.12.2011	7.0	0.003	67.0	6.0	15.12.2011	7.0	0.003	0.003	12.5	12.5	67.0	6.0
2011 snitt	272.6	144.8	213.0	3.983	29.6	149.8	7.0	2011 snitt	2.0	0.006	41.4	#DIV/0!	8.2	0.012	34.3	6.0	2011 snitt	8.2	0.012	0.012	9.7	9.7	34.3	6.0
01.01.2012	1500	1160	506.0	3.500	24.7	36.0	6.7	01.01.2012	<2	0.002	28.0	01.01.2012	4.0	0.003	57.0	6.0	01.01.2012	4.0	0.003	0.003	9.2	9.2	57.0	6.0
15.02.2012	1700	1650	226.0	2.160	18.4	32.0	7.0	15.02.2012	<2	0.002	29.0	15.02.2012	<2	0.002	42.0	5.9	15.02.2012	<2	0.002	0.002	6.2	6.2	42.0	5.9
15.03.2012	4500	430	172.0	3.610	34.0	28.0	7.5	15.03.2012	<2	0.002	26.0	15.03.2012	<2	0.002	27.0	6.6	15.03.2012	<2	0.002	0.002	12.3	12.3	27.0	6.6
15.04.2012	3720	200	62.0	0.920	9.2	14.0	6.8	15.04.2012	5.0	6.700	7.8	15.04.2012	<2	0.009	65.0	5.8	15.04.2012	<2	0.009	0.012	6.0	6.0	65.0	5.8
15.05.2012	5820	520	200.0	2.520	11.0	330.0	6.4	15.05.2012	<2	0.009	20.0	15.05.2012	<2	0.009	210.0	6.0	15.05.2012	9.0	0.012	0.015	17.7	17.7	210.0	6.0
15.06.2012	3030	280	111.0	1.500	7.9	95.0	6.6	15.06.2012	<2	0.002	4.8	15.06.2012	<2	0.006	4.3	6.0	15.06.2012	55.0	0.015	0.002	5.9	5.9	23.0	6.2
15.07.2012	2130	290	113.0	1.980	16.0	22.0	7.1	15.07.2012	<2	0.006	130.0	15.07.2012	<2	0.013	34.9	6.3	15.07.2012	<2	0.006	0.003	14.6	14.6	39.0	6.3
15.08.2012	1680	2190	450.0	8.590	74.2	37.0	7.6	15.08.2012	<2	0.009	150.0	15.08.2012	<2	0.009	20.8	6.4	15.08.2012	<2	0.004	0.003	14.6	14.6	34.0	6.5
15.09.2012	1250	830	257.0	3.640	29.1	360.0	6.9	15.09.2012	<2	0.013	97.0	15.09.2012	<2	0.002	11.6	6.2	15.09.2012	<2	0.002	0.003	15.2	15.2	130.0	6.3
15.10.2012	1210	1250	295.0	4.030	28.7	140.0	7.2	15.10.2012	<2	0.004	25.0	15.10.2012	<2	0.004	20.0	6.3	15.10.2012	<2	0.003	0.003	20.0	20.0	27.0	6.3
15.11.2012	1550	310	78.0	1.730	11.2	12.0	6.9	15.11.2012	<2	0.002	49.7	15.11.2012	<2	0.002	11.9	6.3	15.11.2012	<2	0.002	0.003	11.9	11.9	31.0	6.3
15.12.2012	1180	250	86.0	1.730	13.3	27.0	6.9	15.12.2012	<2	0.005	120.0	15.12.2012	<2	0.005	15.7	6.3	15.12.2012	<2	0.005	0.006	8.1	8.1	5.6	6.0
2012 snitt	243.9	78.0	213.0	3.107	23.2	98.3	7.0	2012 snitt	<2	0.675	49.7	2012 snitt	8.2	0.675	63.8	6.1	2012 snitt	8.2	0.675	0.010	10.6	10.6	63.8	6.1
01.01.2013	1910	3480	1300.0	8.630	68.1	51.0	7.0	01.01.2013	<2	16.0	140.0	01.01.2013	2.0	0.011	14.3	6.6	01.01.2013	2.0	0.008	13.1	13.1	33.0	6.6	
15.02.2013	1480	100	41.0	0.935	7.1	14.0	7.0	15.02.2013	<2	18.2	150.0	15.02.2013	2.0	0.006	29.0	6.5	15.02.2013	2.0	0.006	10.9	10.9	29.0	6.5	
15.03.2013	1230	1070	204.0	4.840	44.3	32.0	7.8	15.03.2013	<2	17.7	140.0	15.03.2013	2.0	0.009	31.0	6.3	15.03.2013	2.0	0.007	13.0	13.0	31.0	6.3	
15.04.2013	1280	1450	380.0	6.6	6.390	17.8	140.0	7.2	15.04.2013	<2	15.7	120.0	15.04.2013	2.0	0.005	31.0	6.3	15.04.2013	2.0	0.003	3.7	3.7	31.0	6.3
15.05.2013	1120	470	142.0	2.190	11.2	12.0	6.9	15.05.2013	<2	0.002	120.0	15.05.2013	<2	0.002	11.9	6.3	15.05.2013	<2	0.002	0.003	11.9	11.9	31.0	6.3
15.06.2013	2540	110	59.0	4.5	1.170	19.0	7.0	15.06.2013	<2	13.6	25.0	15.06.2013	2.0	0.260	27.0	6.3	15.06.2013	2.0	0.031	5.7	5.7	27.0	6.3	
15.07.2013	1710	4.0	56.0	0.772	15.6	18.0	7.0	15.07.2013	<2	5.5	78.0	15.07.2013	2.0	0.009	14.0	6.0	15.07.2013	2.0	0.003	4.6	4.6	14.0	6.0	
15.08.2013	1500	780	201.0	28.5	4.140	32.2	7.1	15.08.2013	<2	3.9	58.0	15.08.2013	2.0	0.015	8.8	5.9	15.08.2013	2.0	0.004	5.5	5.5	9.5	5.9	
15.09.2013	620	1650	423.0	3.910	29.0	12.0	6.8	15.09.2013	<2	1.9	12.0	15.09.2013	2.0	0.021	8.1	6.0	15.09.2013	2.0	0.006	6.6	6.6	8.1	6.0	
15.10.2013	1300	680	185.0	16.4	2.730	20.6	45.0	7.1	15.10.2013	<2	6.4	47.0	15.10.2013	2.0	0.006	5.8	6.0	15.10.2013	2.0	0.004	9.0	9.0	5.8	6.3
15.11.2013	1200	250	73.0	5.9	1.210	14.5	33.0	7.1	15.11.2013	<2	3.5	25.0	15.11.2013	10.0	0.013	53.5	6.0	15.11.2013	10.0	0.005	22.5	22.5	360.0	5.9
15.12.2013	1420	420	142.0	5.5	1.220	12.1	34.0	7.1	15.12.2013	<2	5.7	43.0	15.12.2013	7.0	0.010	40.9	6.1	15.12.2013	7.0	0.007	33.3	33.3	470.0	6.1
2013 snitt	147.2	87.5	267.2	17.2	3.178	23.3	36.8	7.1	2013 snitt	<2	0.033	76.2	2013 snitt	3.0	0.033	92.4	6.2	2013 snitt	3.0	0.008	11.6	11.6	92.4	6.2
01.01.2014	1800	3650	59.4	58.3	8.600	68.9	120.0	7.4	01.01.2014	<2	0.3	3.5	01.01.2014	1.2	0.014	10.9	5.9	01.01.2014	12.0	0.007	10.9	10.9	100.0	6.5
15.02.2014	2200	580	133.0	9.3	1.750	14.1	24.0	6.8	15.02.2014	<2	0.2	3.1	15.02.2014	9.0	0.015	11.2	6.0	15.02.2014	9.0	0.005	10.5	10.5	110.0	6.6
15.03.2014	4260	1380	595.0	22.5	5.230	34.6	19.0	6.9	15.03.2014	<2	0.9	0.039	2.4	0.039	2.4	6.5	15.03.2014	18.0	0.004	10.6	10.6	99.0	6.5	
15.04.2014	1510	1080	223.0	20.7	3.170	23.1	98.0	7.0	15.04.2014	<2	0.6	4.4	15.04.2014	9.0	0.010	11.8	6.0	15.04.2014	9.0	0.007	10.8	10.8	100.0	6.5
15.05.2014	1120	70	34.0	3.2	0.529	7.1	24.0	6.8	15.05.2014	<2	4.8	24.0	15.05.2014	<2	0.010	12.3	6.0	15.05.2014	<2	0.003	6.5	6.5	41.0	6.0
15.06.2014	1200	240	104.0	10.9	1.970	12.8	31.0	7.0	15.06.2014	<2	4.8	21.0	15.06.2014	<2	0.011	10.5	6.3	15.06.2014	<2	0.005	4.7	4.7	38.0	6.0
15.07.2014	1070	290	122.0	14.7	2.380	17.3	24.0	7.2	15.07.2014	<2	0.8	7.0	15.07.2014	<2	0.013	8.7	6.0	15.07.2014	<2	0.008	5.6	5.6	36.0	6.1
15.08.2014	1200	900	199.0	28.5	4.540	34.0	27.0	7.3	15.08.2014	<2	0.6	0.006	0.6	0.006	0.6	6.5	15.08.2014	<2	0.002	13.2	13.2	48.0	6.3	
15.09.2014	810	1030	220.0	24.6	4.610	31.8	38.0	7.2	15.09.2014	<2	0.3	3.0	15.09.2014	<2	0.008	12.7	5.6	15.09.2014	<2	0.002	12.8	12.8	41.0	6.1
15.10.2014	1240	1010	190.0	29.3	4.430	34.4	130.0	7.3	15.10.2014	<2	0.9	8.6	15.10.2014	<2	0.008	18.0	5.9	15.10.2014	<2	0.003	18.3	18.3	50.0	6.4
15.11.2014	1190	800	6450	16.9	6.450	49.4	50.0	7.2	15.11.2014	<2	1.2	13.0	15.11.2014	<2	0.011	19.5	5.9	15.11.2014	<2	0.008	7.7	7.7	49.0	6.6
15.12.2014	880	2530	390.0	21.5	5.450	51.0	49.0	7.3	15.12.2014	<2	0.9	12.0	15.12.2014	<2	0.009	21.0	6.0	15.12.2014	<2	0.007	8.6	8.6	45.0	6.7
2014 snitt	154.0	113.0	206.3	21.7	4.092	31.5	52.8	7.1	2014 snitt	<2	0.013	9.8	2014 snitt	5.3	0.013	63.1	5.3	2014 snitt	5.3	0.005	10.0	10.0	63.1	6.4
01.01.2015	212.4	170	450	3.9	0.617	9.3	8.3	7.1	01.01.2015	<2	0.7	11.0	01.01.2015	3.0	0.006	18.5	5.8	01.01.2015	3.0	0.003	18.5	18.5	47.0	6.6
15.02.2015	190.6	349.0	1100.0	61.7	9.170	24.0	100.0	7.3	15.02.2015	<2	1.0	13.0	15.02.2015	<2	0.006	20.2	5.9	15.02.2015	<2					

**BJORLI PRØVER 2001-2016**

Dato	veanføring m <sup>3</sup> /d	BOF mg/l	KOF mg/l	NH4 mg/l	Tot-P mg/l	Tot-N mg/l	Klorid mg/l	pH	Dato	BOF mg/l	KOF mg/l	NH4 mg/l	Tot-P mg/l	Tot-N mg/l	Klorid mg/l	pH	Dato	BOF mg/l	KOF mg/l	NH4 mg/l	Tot-P mg/l	Tot-N mg/l	Klorid mg/l	pH
15.11.2015	89.6	318.0	597.0	16.2	4.830	29.0	580.0	6.9	15.11.2015	38.0		34.6	0.007	49.0	330.0	6.1	15.11.2015	<2		15.4	0.003	16.0	44.0	6.4
15.12.2015	147.1	251.0	538.0	50.6	5.910	59.0	41.0	7.7	15.12.2015	60.0		27.0	0.027	27.0	150.0	6.6	15.12.2015	<2						
2015 snitt	163.6	128.2	340.3	22.1	4.056	24.7	172.4	7.2	2015 snitt	25.7		13.3	0.020	26.3	92.8	6.0	2015 snitt	<2						
01.01.2016	127.5	217.0	508.0	30.3	5.560	44.0	31.0	7.1	01.01.2016	60.0		23.8	0.041	32.0	160.0	6.4	01.01.2016	<2		17.4	0.003	22.0	50.0	6.5
15.02.2016	195.6	276.0	723.0	83.8	10.400	100.0	57.0	7.9	15.02.2016	91.0		33.3	0.029	34.0	120.0	6.4	15.02.2016	<2		20.2	0.002	21.0	53.0	6.6
15.03.2016	273.2	66.0	196.0	24.7	2.780	30.0	27.0	7.5	15.03.2016	108.0		27.6	0.029	34.0	120.0	6.4	15.03.2016	<2		17.0	0.003	21.0	53.0	6.5
15.04.2016	177.5	73.0	188.0	25.4	2.980	30.0	27.0	6.3	15.04.2016	107.0		29.9	0.025	33.0	120.0	6.4	15.04.2016	<2		19.0	0.003	21.0	53.0	6.5
15.05.2016	176.8	73.0	295.0	27.1	4.420	37.0	28.0	7.4	15.05.2016	<2		18.9	0.011	20.0	69.0	6.5	15.05.2016	<2		7.1	0.009	32.0	40.0	5.8
15.06.2016	116.0	72.0	214.0	14.5	2.610	23.0	19.0	7.2	15.06.2016	<2		8.7	0.012	9.4	70.0	6.2	15.06.2016	<2		5.7	0.007	26.0	35.0	5.6
15.07.2016	138.9	140.0	348.0	42.7	6.150	47.0	31.0	7.5	15.07.2016	<2		0.8	0.019	1.7	6.6	5.9	15.07.2016	<2		5.8	0.004	13.0	23.0	5.9
15.08.2016	130.9	114.0	408.0	33.7	5.880	43.0	48.0	7.2	15.08.2016	<2		0.1	0.009	1.2	2.8	5.8	15.08.2016	<2		7.7	0.003	13.0	25.0	6.2
15.09.2016	113.0	105.0	245.0	17.4	2.840	23.0	22.0	7.1	15.09.2016	<2		13.9	0.023	15.0	56.0	6.3	15.09.2016	<2		8.4	0.002	13.0	19.0	6.2
15.10.2016	123.7	64.0	137.0	17.1	3.100	25.0	52.0	6.8	15.10.2016	6.0		20.0	0.014	25.0	170.0	6.0	15.10.2016	<2		10.0	0.004	15.0	28.0	6.2
15.11.2016	118.5	191.0	340.0	38.2	4.860	50.0	110.0	7.4	15.11.2016	98.0		77.2	0.014	30.0	930.0	6.2	15.11.2016	<2		10.4	0.004	12.0	21.0	6.6
15.12.2016	96.0	124.0	284.0	36.5	5.190	41.0	37.0	7.4	15.12.2016	4.0		7.8	0.012	8.7	64.0	6.3	15.12.2016	<2		11.9	0.006	27.0	93.0	5.8
2016 snitt	149.0	126.3	323.8	32.6	4.731	41.1	40.8	7.2	2016 snitt	40.0			0.020		157.4		2016 snitt	<2		11.7	0.004	19.7	41.1	6.2

## Bjørli årsgjennomsnitt 2001-2016

Dato		BOF	KOF	LOC	Tot-P	Tot-N	Klorid	pH
	(m3/d)	mg/l	mg/l	mg/l	filtrert	mg/l	mg/l	
Innløp								
2001	167				5.40	31.30	91.20	
2002	144	138.00	427.00		5.50		83.70	
2003	168	93.00	531.00		9.00		4427.00	
2004	148	56.00	220.00		4.72		54.50	
2005	183	96.00	263.00		3.00		91.00	
2006	152	85.00			4.25		41.70	6.97
2007	208			54.00	4.12	34.20	29.40	
2008	199	112.00			4.81	37.80	46.20	
2009	194	193.00			4.00	24.90	187.50	
2010	163	110.00	251.00		5.10	23.80	88.80	
2011	273	151.00			4.08	30.20	161.50	6.94
2012	244	78.00	213.00		3.10	23.20	98.30	7.00
2013	222	87.50	267.20		3.20	23.30	36.80	7.10
2014	181	113.00	206.00		4.10	31.50	52.80	7.30
2015	164	128.17	340.33		4.06	24.68	172.36	7.16
2016	149	126.25	323.83		4.73	41.08	40.75	7.23
Snitt	187	111.9	304.2	54.0	4.6	29.6	356.5	7.1

Dato	BOF	KOF	LOC	Tot-P	Tot-N	Klorid	pH	BOF	KOF	Tot-P	Tot-N
	mg/l	mg/l	mg/l	filtrert	mg/l	mg/l					
GV 1								Renseeffekt			
2001			5.00	0.02	2.20	6.60	6.10			99.59 %	93 %
2002	2.00	30.00		0.01		5.30		99 %	93 %	99.76 %	
2003	13.90	49.60		0.06		31.10		85 %	91 %	99.29 %	
2004	2.90	32.40		0.01		12.00		95 %	85 %	99.77 %	
2005	2.00	46.00		0.04		11.90		98 %	83 %	98.63 %	
2006	2.00			0.01		5.40		98 %		99.84 %	
2007			1.30	0.00		8.10				99.93 %	
2008	2.40			0.01	7.00	18.00		98 %		99.90 %	81 %
2009	2.00			0.02	18.70	32.70		99 %		99.63 %	25 %
2010	3.00			0.01	10.40	15.80		97 %		99.73 %	56 %
2011	2.00			0.01	5.50	45.10	6.15	99 %		99.83 %	82 %
2012	2.30				11.40	49.70	6.10	97 %			51 %
2013	2.00			0.03	12.90	76.20	6.20	98 %		98.97 %	45 %
2014	2.00			0.01	13.40	9.80	5.90	98 %		99.69 %	57 %
2015	19.75			0.02	26.29	92.83	6.00	85 %		99.50 %	-7 %
2016	40.33			0.02	20.33	157.37	6.26	68 %		99.58 %	51 %
Snitt	7.0	39.5	3.2	0.0	12.8	36.1	6.1	93.7 %	87.9 %	99.6 %	53.4 %
Dato	BOF	KOF	LOC	Tot-P	Tot-N	Klorid	pH	BOF	KOF	Tot-P	Tot-N
	mg/l	mg/l	mg/l	filtrert	mg/l	mg/l					
GV 2								Renseeffekt			
2001			5.00	0.01	16.60	46.00	6.20			100 %	47 %
2002	2.00	30.00		0.03		47.20		99 %	93 %	99 %	
2003	2.00	31.10		0.04		44.00		98 %	94 %	100 %	
2004	2.00	34.00		0.05		6.20		96 %	85 %	99 %	
2005	2.00	32.00		0.05		37.60		98 %	88 %	98 %	
2006	2.00			0.00		26.10		98 %		100 %	
2007	2.00		3.70	0.01	19.20	52.50				100 %	44 %
2008	2.00			0.01	8.60	8.60		98 %		100 %	77 %
2009	2.00			0.00	8.90	4.50		99 %		100 %	64 %
2010	2.00			0.01	28.60	4.00		98 %		100 %	-20 %
2011	13.30			0.01	10.60	36.30		91 %		100 %	65 %
2012	8.20			0.01	10.60	63.80	6.10	89 %		100 %	54 %
2013	3.20			0.01	18.80	92.40	6.20	96 %		100 %	19 %
2014	5.30			0.01	13.40	63.10	6.37	95 %		100 %	57 %
2015	2.18			0.01	18.35	69.09	6.37	98 %		100 %	26 %
2016	2.00			0.00	19.67	41.08	6.20	98 %		100 %	52 %
Snitt	3.5	31.8	4.4	0.0	15.8	40.2	6.2	96.6 %	89.9 %	99.6 %	44.2 %

Moan 1998-2016												
Dato	m <sup>3</sup> /døgn	KOF	BOF	Tot-P	N	Cl	Dato	KOF	BOF	Tot-P	N	Cl
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Innløp							GV brønn					
JAN	372						JAN					
FEB.	278						FEB.					
MARS	287	655		8.14	35	34	MARS	100		0.010	2.52	30
APRIL	305	393		8.51		21	APRIL	11.3		0.110		22
MAI	361	282		7.92			MAI					
JUNI	366	607		6.74	34	26	JUNI	16.8		0.026		38
JULI	394	333		3.3	23		JULI					
AUG.	335	751		8.81	29		AUG.	0.06		0.040		26.4
SEPT.	393						SEPT.					
OKT.	348	1301		8.95	54		OKT.	8.1		0.015	2.7	32.8
NOV.	321	699		6.65			NOV.					
DES	238	453		5.33			DES					
SNITT 1998	333	608.222		7.150	34.920	27.000	SNITT 1998	27		0.040	2.610	29.840
JAN	236.5	470	41 LOC	5.85		44	JAN		LOC			
FEB.	241.5						FEB.	142	18.3	0.140	20	32.5
MARS	214.1	851		5.92	38		MARS					
APRIL	396.4	275		3.48	19		APRIL	38	7.1	0.160	2.68	31.5
MAI	315	468		5.25	27		MAI					
JUNI	367.6	311	12.7	2.79	20	24	JUNI	8	10.6	0.010	5.36	20.8
JULI	318.7	476		4.07	24		JULI					
AUG.	264.2	1497		4.52	38		AUG.	651	13.4	0.009	9.84	19.5
SEPT.	365.9	249		3.77	17		SEPT.					
OKT.	336.7	195	205	3.8	26	41	OKT.	123	5.3	0.047	3.92	16.8
NOV.	247.1	347	27.1	4.25		24	NOV.					
DES	262.8	496	33.7	4.89		47	DES					
SNITT 1999	297	512.273	69.625	4.417	26.063	36.000	SNITT 1999	192	10.940	0.073	8.360	24.220
JAN	231	259	93	4.39			JAN	30	2	0.007		
FEB.	224	266	81	4.56			FEB.	30	2	0.005		
MARS	226	337	116	4.96			MARS	33	2	0.003		
APRIL	321	224	54	3.24			APRIL	42	7	0.009		
MAI	370	214	48	2.54			MAI	47	5	0.012		
JUNI	325	212	70	2.73			JUNI	38	3	0.006		
JULI	268	236	105	3.3			JULI	30	2	0.006		
AUG.	239	200	44	3.24			AUG.	30	2	0.005		
SEPT.	281	349	123	3.94			SEPT.	37	3	0.102		
OKT.	217	719	389	7.49			OKT.	122	62	0.114		
NOV.	246	344	117	4.37			NOV.	31	3	0.044		
DES	256	333	84	3.98			DES	38	2	0.006		
snitt 2005	267	307.750	110.333	4.062			snitt 2005	42.333	7.917	0.027		
JAN	212.3	397	182	5.4			JAN	17	1	0.000		
FEB.	213	410	210	3.1			FEB.	180	76	0.000		
MARS	212	310	144	4.9			MARS	20	4	0.070		
APRIL	220	310	190	3.9			APRIL	16	5	0.020		
MAI	423	113	58	1.5			MAI	19	1	0.030		
JUNI	213	450	250	5.4			JUNI	23	2	0.120		
JULI	234.9	375	205	3.6			JULI	85	9	0.070		
AUG.	267	410	189	4.2			AUG.	60	4	0.090		
SEPT.	228.2	314	176	3.8			SEPT.	7	2	0.010		
OKT.	283	209	93	2.9			OKT.	18	1	0.030		
NOV.	304	195	97	2.6			NOV.	13	2	0.030		
DES	322	240	100	2.9			DES	13	9	0.070		
snitt 2006	261	311.083	157.833	3.683			snitt 2006	39.250	9.667	0.045		
JAN	251	168	66.5	4.26			JAN	13	1	0.026		
FEB.	253	175	98.89	5.33			FEB.	8	1	0.032		

Moan 1998-2016												
Dato	m <sup>3</sup> /døgn	KOF	BOF	Tot-P	N	Cl	Dato	KOF	BOF	Tot-P	N	Cl
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Innløp							GV brønn					
MARS	250	189	76.6	4.63			MARS	32	1.6	0.028		
APRIL	179	136	38.2	2.93			APRIL	18	4.1	0.018		
MAI	294	130	35.1	3.96			MAI	16	1.8	0.024		
JUNI	668	54	14.6	0.04			JUNI	10	1.5	0.000		
JULI	379	104	24.9	0.61			JULI	5	1.2	0.004		
AUG.	385	59	15.5	1.02			AUG.	11	1.1	0.006		
SEPT.	418	60	14.2	0.8			SEPT.	13	1.5	0.005		
OKT.	343	93	36	2.34			OKT.	10	1	0.014		
NOV.	250	111	53	2.27			NOV.	5	1	0.014		
DES	291	230	79.8	3.73			DES	5	1.2	0.022		
snitt 2011	330	125.750	46.108	2.660			snitt 2011	12.167	1.500	0.016		
JAN	214	281	126	5.77		287	JAN	11	1	0.010		97.3
FEB.	211	267	120	5.97		237	FEB.	5	1	0.010		72.9
MARS	212	237	121			237	MARS	16	1.2	0.010		261
APRIL	213	458	236	4.69		178	APRIL	5	1	0.010		194
MAI	307	209	76	2.14		63.5	MAI	11	1	0.010		115
JUNI	351	63	16.5	0.75		95.8	JUNI	6	1	0.010		60.7
JULI	655	89	17.7			118	JULI	5	1	0.010		113
AUG.	418	65	18.2	0.624		115	AUG.	5	1	0.010		116
SEPT.	252	109	41.4			184	SEPT.	15	1.3	0.010		171
OKT.	173	448	171	5.03		214	OKT.	44	1.6	0.010		118
NOV.	165	301	156	6.2		200	NOV.	13	1.2	0.010		150
DES	184	313	127	7.08		361	DES	20	2.3	0.010		201
snitt 2013	280	236.667	102.233	4.250			snitt 2013	13.000	1.217	0.010		139.158
JAN	158	305	124	7.08		287	JAN	11	1	0.010		97.3
FEB.	163	365	148	7.57		237	FEB.	13	1	0.014		72.9
MARS	172	365	187	7.42		237	MARS	10	1	0.010		261
APRIL	178	350	176	7.78		178	APRIL	26	8.7	0.010		194
MAI	251	238	75.2	2.77		63.5	MAI	9	1	0.012		115
JUNI	211	295	105	4.56		95.8	JUNI	5	1	0.010		60.7
JULI	180	276	73.5	6.57		118	JULI	16	1	0.010		113
AUG.	340	132	31.7	1.7		115	AUG.	6	1	0.010		116
SEPT.	190	267	136	6.09		184	SEPT.	14	1	0.010		171
OKT.	195	236	87.5	4.4		214	OKT.	11	1	0.010		118
NOV.	195	277	129	5.24		200	NOV.	10	1.3	0.010		150
DES	178	272	138	6.29		361	DES	21	3.4	0.010		201
snitt 2014	201	281.500	117.575	5.623		190.858	snitt 2014	12.667	1.867	0.011		139.158
JAN	175	348	142	8.25		233	JAN	9	1	0.010		255
FEB.	188	331	151	7.43		365	FEB.	7	1	0.010		159
MARS	188	305	116	6.98		281	MARS	10	1	0.010		138
APRIL	264	243	75.8	4.63		218	APRIL	16	1.9	0.010		248
MAI	255	177	78.2	4.42		261	MAI	13	1	0.010		204
JUNI	309	173	49.9	2.04		70.7	JUNI	8	1	0.010		190
JULI	253	211	86.2	4.4		274	JULI	16	1	0.014		214
AUG.	203	335	79.4	6.39		280	AUG.	17	1	0.010		232
SEPT.	185	341	159	7.34		411	SEPT.	5	1	0.010		192
OKT.							OKT.					
NOV.	182	342	128	7.28		295	NOV.	54	22.7	0.022		352
DES	177	388	154	7.21		292	DES	27	5.5	0.017		
snitt 2015	216	290.364	110.864	6.034		270.973	snitt 2015	16.545	3.464	0.012		218.400
JAN	193	404	183	8.89		354	JAN	11	1	0.010		188
FEB.							FEB.					
MARS	167	368	175	7.92		328	MARS	14	1.1	0.012		327
APRIL							APRIL					

Moan 1998-2016												
Dato	m <sup>3</sup> /døgn	KOF	BOF	Tot-P	N	Cl	Dato	KOF	BOF	Tot-P	N	Cl
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Innløp							GV brønn					
MAI	255	251	105	3.25		266	MAI	13	1.3	0.010		217
JUNI							JUNI					
JULI	252	144	53.7	2.33		330	JULI	8	1.1	0.011		255
AUG.							AUG.					
SEPT.	196	380	178	7.62		421	SEPT.	14	1	0.048		8.07
OKT.							OKT.					
NOV.	200	480	151	7.45		466	NOV.	47	6.2	0.014		426
DES							DES					
snitt 2016	211	337.833	140.950	6.243		360.833	snitt 2016	17.833	1.950	0.018		236.845



Folldal 1998-2016

Dato	m <sup>3</sup> /døgn mg/l	KOF mg/l	BOF mg/l	Tot-P mg/l	N mg/l	Cl mg/l	Dato	KOF mg/l	BOF mg/l	Tot-P mg/l	N mg/l	Cl mg/l	KOF	KOF	BOF	Tot-P	N	Cl	
Innløp							GV brønn												
1998	333	608.22		7.15	34.92	27.00	1998	27.25		0.04	2.61	29.84	1998	92.0%		99.4%	97.5%	0.9	
1999	297	512.27	69.63	4.42	26.06	36.00	1999	192.40	10.94	0.07	8.36	24.22	1999	62.4%	84.3%	98.3%	67.9%	1.5	
2000	285	348.00	23.90	3.90	25.80			4.18		0.00	11.61			98.8%	99.9%	99.9%	55.0%		
2001																			
2002																			
2003																			
2004																			
2005	267	307.75	110.33	4.06			2005	42.33	7.92	0.03			2005	85.9%	93.1%	99.4%		1.0	
2006	261	311.08	157.83	3.68			2006	39.25	9.67	0.05			2006	87.6%	94.2%	98.5%		1.0	
2007														85.8%	92.7%	97.9%			
2008														90.3%	95.6%	98.5%			
2009	283													90.1%	96.4%	99.1%			
2010	282													71.0%	95.4%	98.6%			
2011	361	125.75	46.11	2.66			2011	12.17	1.50	0.02			2011	89.5%	96.1%	99.4%		1.0	
2012	336													91.3%	96.6%	99.5%			
2013	268	236.67	102.23	4.25			2013	13.00	1.22	0.01		139.16	2013	97.0%	99.0%	99.8%		1.0	
2014	209	281.50	117.58	5.62		190.86	2014	12.67	1.87	0.01		139.16	2014	96.9%	98.5%	99.8%		1.4	
2015	216	290.36	110.86	6.03		270.97	2015	16.55	3.46	0.01		218.40	2015	96.4%	98.8%	99.8%		1.2	
2016	211	337.83	140.95	6.03		360.83	2016	17.83	1.95	0.02		236.85	2016	96.6%	99.0%	99.8%		1.5	
snitt	<b>277.54</b>	<b>335.94</b>	<b>97.71</b>	<b>4.78</b>	<b>28.93</b>	<b>177.13</b>	snitt	<b>37.76</b>	<b>4.82</b>	<b>0.03</b>	<b>7.53</b>	<b>131.27</b>	snitt	<b>89%</b>	<b>95%</b>	<b>99%</b>	<b>72%</b>		

RENA PRØVER 1997-2016

Dato	m <sup>3</sup> /døgn	KOF	BOF	Tot-P	Cl	Dato	KOF	BOF	Tot-P
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l
Innløp						GV brønn			
SNITT 1997	184					SNITT 1997			
SNITT 1998	670	511.0		7.44		SNITT 1998	66.4		0.015
SNITT 1999	669	587.0		7.05		SNITT 1999	5.9		0.007
SNITT 2000	679	544.0		6.39		SNITT 2000	5.4		0.006
SNITT 2001	577	703.0		7.05		SNITT 2001			
JAN	525					JAN	15.8	1.1	0.011
FEB.	592	261.7		4.42		FEB.	22.5	1.2	0.006
MARS	863	605.8	265.8	8.80		MARS			
APRIL	534	366.3		8.33		APRIL	39.0	10.7	0.032
MAI	603	599.4	225.5	6.15		MAI			
JUNI	1056	939.8		4.76		JUNI	139.4	50.7	0.127
JULI	558	195.3	89.3			JULI			
AUG.	760	494.0	190.0	0.89		AUG.			
SEPT.	734	256.9	132.0	7.14		SEPT.			
OKT.	786	217.7	84.0	4.92		OKT.			
NOV.	893	218.8	98.2	3.46		NOV.			
DES	578	335.0	144.5	3.93		DES			
snitt 2006	707	408.3	153.7	5.28		snitt 2006	54.2	15.9	0.044
JAN	756	627.5	232.1	5.82		JAN	20.4	3.0	0.076
FEB.	665	243.4	109.1	4.79		FEB.			
MARS	542	265.6	113.8	3.79		MARS	3.3	0.5	0.033
APRIL	661	178.5	59.5	2.05		APRIL			
MAI	659	461.3	98.2	6.26		MAI	10.5	1.3	0.033
JUNI	573	349.5	128.9	5.40		JUNI			
JULI	690	284.3	72.5	3.89		JULI	4.8	2.1	0.035
AUG.	624	255.8	86.7	6.24		AUG.			
SEPT.	857	245.1	68.6	4.00		SEPT.	4.3	0.9	0.069
OKT.	1274	756.8	349.1	67.14		OKT.			
NOV.	986	497.9	165.7	9.86		NOV.	30.6	1.0	0.049
DES	610	438.6	118.3	4.22		DES			
snitt 2007	741	383.7	133.5	10.29		snitt 2007	12.3	1.5	0.049
JAN	647	330.0	120.0	5.75		JAN	11.0	2.0	0.080
FEB.	650	536.0	162.0	4.39		FEB.			
MARS	882	369.0	165.0	4.33		MARS	69.0	31.0	0.100
APRIL	1135	457.0	130.0	5.30		APRIL			
MAI	803	330.0	130.0	5.09		MAI	14.0	1.0	0.040
JUNI	638	1360.0	256.0	7.63		JUNI			
JULI	593	328.0	122.0	4.83		JULI	5.0	1.0	0.080
AUG.	722	596.0	158.0	4.67		AUG.			
SEPT.	668	300.0	166.0	4.56		SEPT.	5.0	3.0	0.020
OKT.	788	296.0	117.0	96.10		OKT.			
NOV.	612	390.0	174.0	4.95		NOV.	5.0	1.0	0.040
DES	614	970.0	153.0	10.30		DES			
snitt 2008	729	521.8	154.4	13.16		snitt 2008	18.2	6.5	0.060
JAN	714	571.2	287.7	5.40		JAN	3.6	0.7	0.021
FEB.	638	561.4	182.5	5.55		FEB.			
MARS	645	383.8	164.5	5.56		MARS	7.7	0.6	0.135
APRIL	602	301.0	172.8	5.21		APRIL			
MAI	1018	471.0	197.5	5.75		MAI	15.3	1.0	0.010
JUNI	670	368.0	172.9	4.80		JUNI			
JULI	557	264.0	104.2	3.43		JULI	2.8	0,557	0.006

RENA PRØVER 1997-2016

Dato	m <sup>3</sup> /døgn	KOF	BOF	Tot-P	Cl	Dato	KOF	BOF	Tot-P
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l
AUG.	934	462.0	175.6	5.87		AUG.			
SEPT.	875	250.3	113.8	4.35		SEPT.	4.4	0.9	0.035
OKT.	708	328.5	182.0	5.92		OKT.			
NOV.	672	459.0	212.4	5.71		NOV.	8.7	0.7	0.007
DES	656	321.4	135.1	2.39		DES			
snitt 2009	724	395.1	175.1	5.00		snitt 2009	7.1	0.8	0.036
JAN	738	660.0	259.0	10.10		JAN	5.0	1.1	0.050
FEB.	711	505.0	228.0	7.32		FEB.			
MARS	699	945.0	392.0	8.00		MARS	5.0	2.0	0.020
APRIL	1114	433.0	224.0	4.88		APRIL			
MAI	739	397.0	195.0	6.81		MAI	7.0	1.0	0.030
JUNI	787	286.0	175.0	4.07		JUNI			
JULI	610	198.0	55.0	1.69		JULI	5.0	1.1	0.030
AUG.	712	795.0	369.0	12.00		AUG.			
SEPT.	599	563.0	140.0	7.36		SEPT.	5.0	1.0	0.030
OKT.	653	315.0	123.0	6.82		OKT.			
NOV.	643	245.0	89.8	3.50		NOV.	7.0	1.0	0.020
DES	605	337.0	148.0	6.43		DES			
snitt 2010	718	473.3	199.8	6.58		snitt 2010	5.7	1.2	0.030
JAN	582	434.2	791.5	7.68		JAN	11.0	1.1	0.023
FEB.	601	224.2	799.3	5.92		FEB.			
MARS	613	118.3	307.1	4.09		MARS	6.0	2.0	0.037
APRIL	621	82.0	208.0	4.26		APRIL			
MAI	498	120.0	230.6	2.57		MAI	25.0	1.0	0.010
JUNI	1641	188.7	633.4	5.27		JUNI			
JULI	436	102.5	238.1	3.18		JULI	5.0	1.0	0.031
AUG.	2	71.1	259.2	4.97		AUG.			
SEPT.	1234	78.0	201.1	3.55		SEPT.	5.0	1.0	0.025
OKT.	771	286.8	894.4	7.63		OKT.			
NOV.	790	61.9	198.3	4.15		NOV.	5.0	1.0	0.008
DES	223	34.6	83.4	1.18		DES			
snitt 2011	668	150.2	403.7	4.54		snitt 2011	9.5	1.2	0.022
JAN	530.0	503.0	237.0	9.28		JAN	5.0	1.0	0.050
FEB.	1171	226.0	453.0	8.61		FEB.			
MARS	711	428.0	224.0	10.00		MARS	5.0	1.3	0.040
APRIL	528	650.0	345.0	13.20		APRIL			
MAI	719	586.0	282.0	12.10		MAI	5.0	1.0	0.260
JUNI	812	518.0	149.0	5.91		JUNI			
JULI	1219	230.0	110.0	2.60		JULI	5.0	1.0	0.010
AUG.	866	351.0	124.0	4.72		AUG.			
SEPT.	542	402.0	190.0	13.90		SEPT.	9.0	1.9	0.040
OKT.	626	778.0	316.0	18.20		OKT.			
NOV.	494	802.0	270.0	8.54		NOV.	6.0	1.0	0.020
DES	793	324.0	126.0	6.94		DES			
snitt 2012	771	483.2	235.5	9.50		snitt 2012	5.8	1.2	0.070
JAN	644	584.0	293.0	12.90		JAN	5.0	1.0	0.010
FEB.	541	648.0	271.0	6.37		FEB.			
MARS	592	352.0	160.0	8.37		MARS	5.0	1.6	0.450
APRIL	736	443.0	180.0	7.73		APRIL			
MAI	890	500.0	222.0	6.34		MAI	5.0	1.2	0.430
JUNI	415	340.0	119.0	7.42		JUNI			
JULI	525	650.0	252.0	5.13		JULI	5.0	1.0	0.180

RENA PRØVER 1997-2016

Dato	m <sup>3</sup> /døgn	KOF	BOF	Tot-P	Cl	Dato	KOF	BOF	Tot-P
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mg/l	mg/l
AUG.	622	385.0	155.0	6.35		AUG.			
SEPT.	765	858.0	218.00	7.29		SEPT.	5.0	1.0	0.050
OKT.	728	572.0	268.0	8.82		OKT.			
NOV.	859	388.00	247.0	5.80		NOV.	5.0	1.0	0.230
DES	706	582.0	269.0	8.65		DES			
snitt 2013	669	537.6	221.5	7.60		snitt 2013	5.0	1.1	0.225
JAN	691	758.0	324.00	7.63		JAN	1.0	20.0	0.460
FEB.	315	726.0	252.0	7.59		FEB.			
MARS	805	369.0	151.0	6.47		MARS	1.0	10.0	2.150
APRIL	1100	414.0	127.0	7.63		APRIL			
MAI	1009	584.0	183.0	6.43		MAI	3.2	17.0	0.870
JUNI	741	284.0	95.0	7.80		JUNI			
JULI	420	426.0	152.0	9.74		JULI	3.1	10.0	0.290
AUG.	550	325.00	94.1	5.70		AUG.			
SEPT.	176	1250.0	359.0	9.86		SEPT.	1.3	5.0	0.040
OKT.	575	666.0	241.00	13.30		OKT.			
NOV.	919	558.0	230.0	6.15		NOV.	1.2	5.0	0.100
DES	1076	272.0	115.0	6.43		DES			
snitt 2014	698	573.4	175.8	7.89		snitt 2014	1.8	11.2	0.652
JAN	976	468.0	182.0	6.90		JAN	41.0	6.4	0.112
FEB.	643					FEB.			
MARS	747					MARS			
APRIL	1029	222.0	73.4	5.05		APRIL	5.0	1.3	0.093
MAI	921	614.0	211.0	5.96		MAI	5.0	2.2	0.041
JUNI	881	744.0	254.0	7.37		JUNI	5.0	1.0	0.024
JULI	550					JULI			
AUG.	757					AUG.			
SEPT.	883	3500.0	730.0	30.30		SEPT.	161.0	40.6	0.238
OKT.	695					OKT.			
NOV.	733	925.0	269.0	9.22		NOV.	147.0	24.7	0.045
DES	751					DES			
snitt 2015	797	1078.8	286.6	10.80		snitt 2015	60.7	12.7	0.092
JAN	702	970.0	370.0	9.81		JAN	193.0	10.0	0.344
FEB.	822	454.0	186.0	7.34		FEB.			
MARS	764	838.0	316.0	8.62		MARS	12.0	1.6	0.029
APRIL	622	338.0	106.0	8.04		APRIL			
MAI	1130	277.0	83.9	2.79		MAI	5.0	1.0	0.266
JUNI	742	768.0	223.0	8.49		JUNI			
JULI	525	1420.0	464.0	11.80		JULI	91.0	2.0	1.020
AUG.	723	1020.0	437.0	10.80		AUG.	5.0	1.0	0.054
SEPT.	694	389.0	123.0	8.94		SEPT.	8.0	1.0	0.019
OKT.	650	272.0	116.0	8.21		OKT.			
NOV.	732	874.0	340.0	8.40		NOV.	5.0	2.2	0.084
DES	614	616.0	226.0	6.58		DES			
snitt 2016	727	686.3	249.2	8.32		snitt 2016	45.6	2.7	0.259

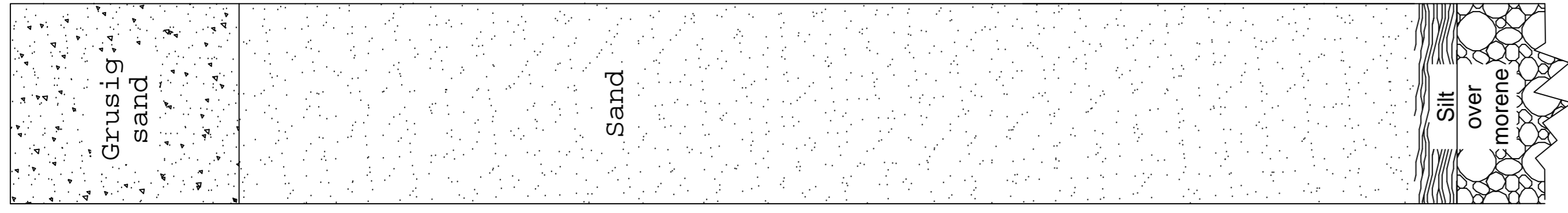
## Rena årsgjennomsnitt 1997-2017

Dato	m <sup>3</sup> /døgn mg/l	Innløp				Dato	GV brønn				Renseeffekt					
		KOF mg/l	BOF mg/l	Tot-P mg/l			KOF mg/l	BOF mg/l	Tot-P mg/l		KOF %	BOF %	Tot-P %	Nitrogen %		
1997	184				1997											
1998	670	511.000		7.440	1998	66.430		0.015		87.00 %		0.015		87.00 %	99.80 %	60.00 %
1999	669	587.000		7.050	1999	5.870		0.007		99.00 %		0.007		99.00 %	99.90 %	23.00 %
2000	679	544.000		6.390	2000	5.440		0.006		99.00 %		0.006		99.00 %	99.90 %	25.00 %
2001	577	703.000		7.050	2001					87.00 %				87.00 %		37.00 %
2002	707	408.250	153.666	5.280	2002	54.155	15.899	0.044		86.73 %	89.65 %	0.044		86.73 %	99.17 %	
2003	741	383.688	133.536	10.288	2003	12.311	1.463	0.049		96.79 %	98.90 %	0.049		96.79 %	99.52 %	
2004	741	383.688	133.536	10.288	2004	12.311	1.463	0.049		96.79 %	98.90 %	0.049		96.79 %	99.52 %	
2005	729	521.833	154.417	13.158	2005	18.167	6.500	0.060		96.52 %	95.79 %	0.060		96.52 %	99.54 %	
2006	724	395.133	175.063	4.995	2006	7.079	0.772	0.036		98.21 %	99.56 %	0.036		98.21 %	99.29 %	
2007	718	473.250	199.817	6.582	2007	5.667	1.200	0.030		98.80 %	99.40 %	0.030		98.80 %	99.54 %	
2008	668	400.000	150.176	4.538	2008	9.500	1.183	0.022		97.63 %	99.21 %	0.022		97.63 %	99.51 %	
2009	771	483.167	235.500	9.500	2009	5.833	1.200	0.070		98.79 %	99.49 %	0.070		98.79 %	99.26 %	
2010	669	537.636	221.455	7.598	2010	5.000	1.133	0.225		99.07 %	99.49 %	0.225		99.07 %	97.04 %	
2011	698	573.364	175.810	7.894	2011	11.167	1.800	0.652		98.05 %	98.98 %	0.652		98.05 %	91.74 %	
2012	797	1078.833	286.567	10.800	2012	60.667	12.700	0.092		94.38 %	95.57 %	0.092		94.38 %	99.15 %	
2013	727	686.333	249.242	8.318	2013	45.571	2.686	0.259		93.36 %	98.92 %	0.259		93.36 %	96.88 %	
2014	698	573.364	175.810	7.894	2014	1.800	11.167	0.652		99.69 %	93.65 %	0.652		99.69 %	91.74 %	
2015	797	1078.833	286.567	10.800	2015	60.667	12.700	0.092		94.38 %	95.57 %	0.092		94.38 %	99.15 %	
2016	727	686.333	249.242	8.318	2016	45.571	2.686	0.259		93.36 %	98.92 %	0.259		93.36 %	96.88 %	
snitt	684.55	579.41	198.69	8.11	2006.50	24.07	4.97	0.15		95.50 %	97.47 %	0.15		95.50 %	98.20 %	36.25 %

***Vedlegg B***

***Jordprofiler for de ulike anleggene***

Folldal



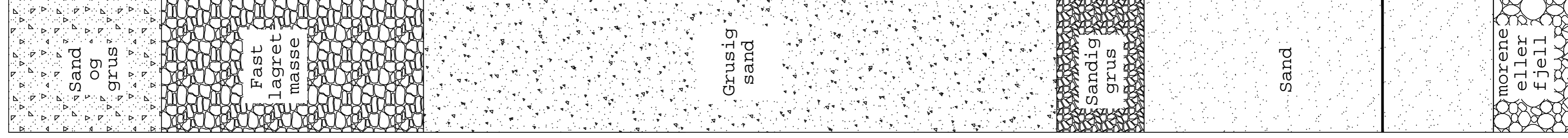
4 m

Sand

10 m

22 m

Rena ved s.7



4 m

Fast lagret masse

10 m

Grusig sand

24 m

26 m

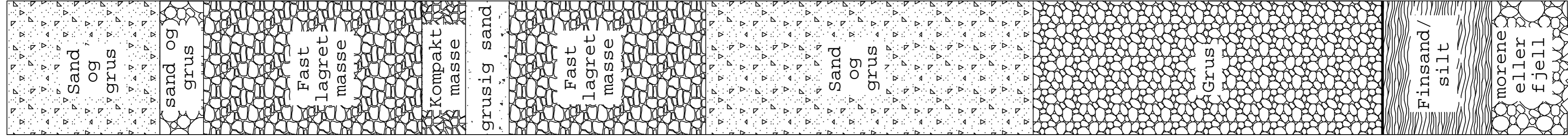
Sand

GV

30 m

34 m

Rena ved s.3



4 m

5 m

10 m

11 m

12 m

16 m

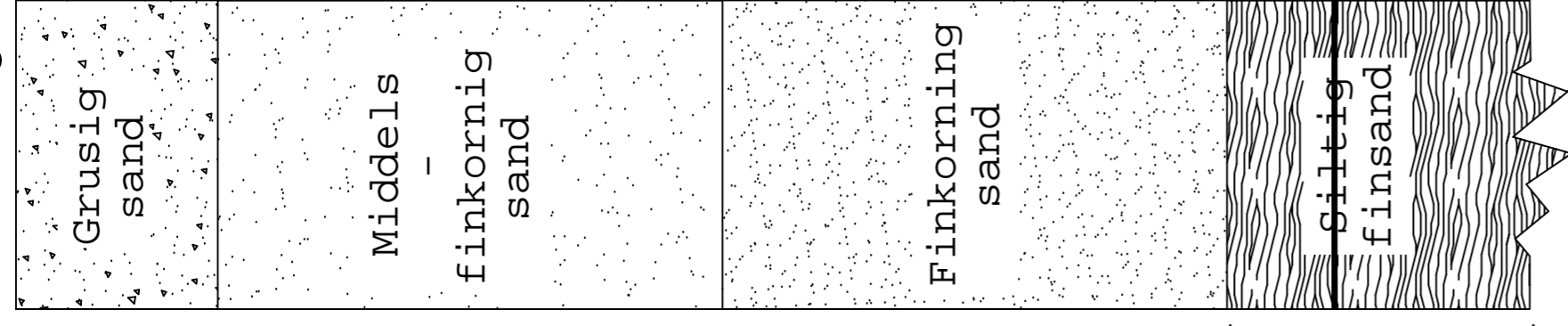
24 m

GV

30 m

34 m

Folldal dalholen sondering 2



2 m

7 m

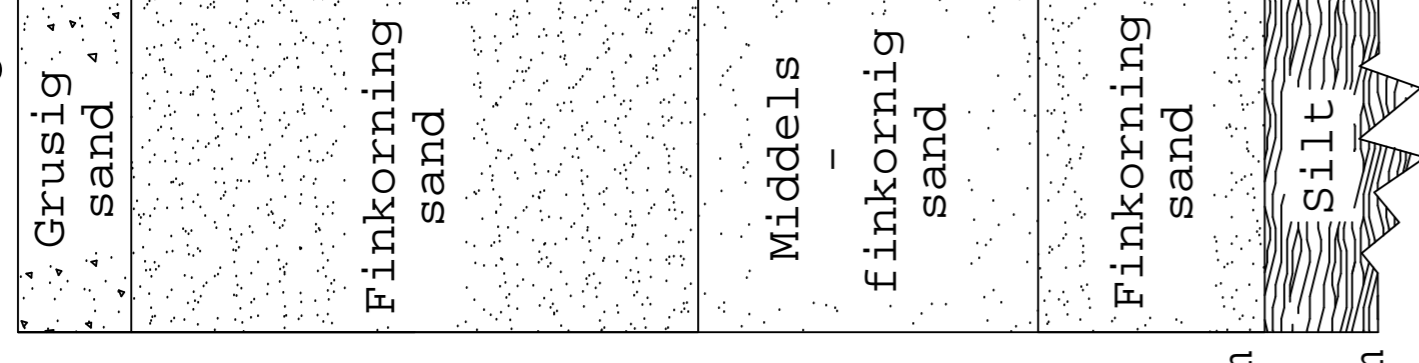
12 m

GV

13.5 m

15 m

Folldal dalholen sondering 3



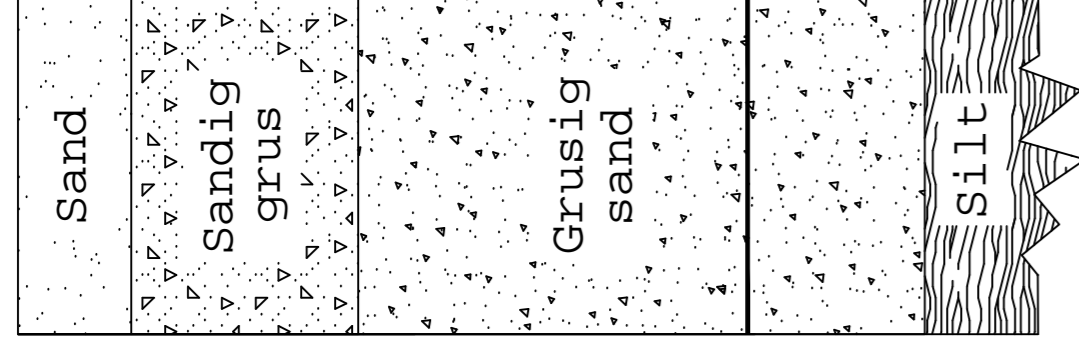
6 m

9 m

11 m

12 m

Tolga



1 m

3 m

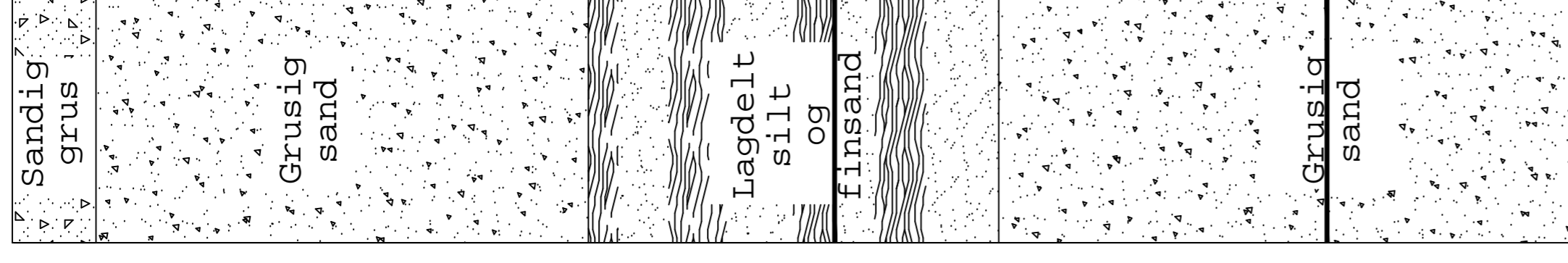
maks

GV

6.5 m

9 m

Hosetmoen Profilboring 3



1 m

7 m

maks

GV

10 m

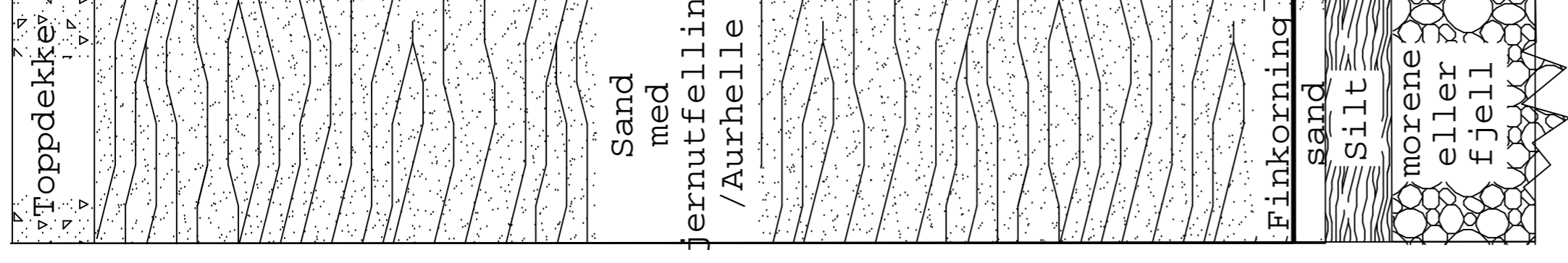
min

GV

16 m

19 m

Koppang



1 m

7 m

12 m

GV

15 m

17 m

19 m

## ***Vedlegg C***

### ***Faktaark med nøkkel tall og oversikt over de ulike anleggene:***

Lesjaverk

Lesja (Hosetmoen)

Bjorli

Vingelen

Koppang

Dalholen

Folldal

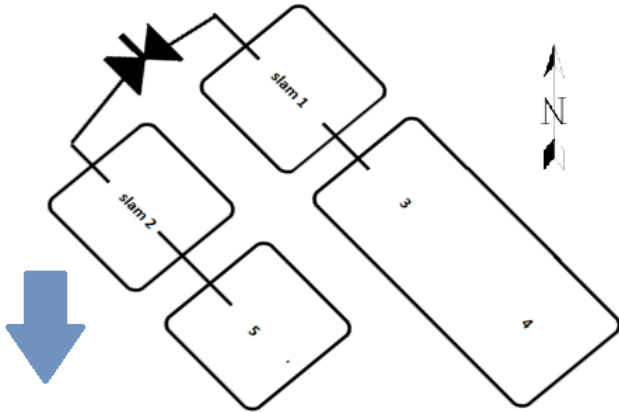
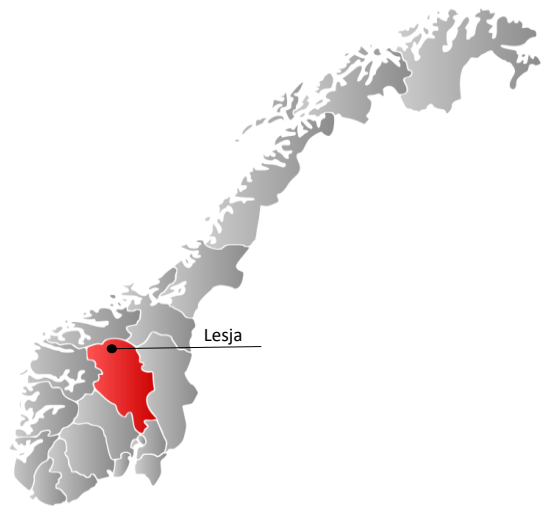
Rena



**Navn:** Lesjaverk  
**Drifts start:** 1993  
**Antall PE:** 250  
**Dim. belastning:** 40 m<sup>3</sup>/d  
**Forbehandling:** 2 Slambasseng  
**Filterflate:** 250 m<sup>2</sup>  
**Antall basseng:** 2 (150+100)m<sup>2</sup>  
**Løsmasser:** Breelavsetning

**Infiltrasjonskapasitet:** 160  
**Berggrunn:** Amfibolitt og glimmerskifer oppstrøms + Diorittisk til granittisk egnis. miematitt ca.20

**avstand til GV:** ca.20  
**strømningsretning:** Sør/sørøst  
**2 resipient/avstand:** Lågen/550 m  
**Avstand til bebyggelse:** 300 m  
**Vekslingsrutine:** 1-2 år



● ● ● Prøvetakingsbrønn

	BOF	KOF	P	N	m <sup>3</sup> /d
Innløp snitt (mg/l)	124.5	511	6		20
Renseeffekt i snitt	98.2 %		99.5 %		
Renseeffekt 2016	99.0 %		99.8 %		
Rensekrav:	70 %	75 %	95 %		
Mydighet:	Kommunen (kap. 13)				
Fylke:	Oppland				

**Endringer/justeringer/kommentarer:**

Lesjaverk var originalt dimensjonert for 150 PE, utvidelse med ekstra basseng har økt kapasitet til 250 PE.



**Navn:** Hosetmoen (Lesja)

**Drifts start:** 1994

**Antall PE** 3000

**Dim. belastning:** 450 m<sup>3</sup>/d

**Forbehandling:** 2 Slambasseng (2x 1200 m<sup>2</sup>)

**Filterflate:** 2400 m<sup>2</sup>

**Antall basseng:** 2x1200m<sup>2</sup>

**Løsmasser:** Elvavsetning

**Hydraulisk kapasitet:** 2000 m<sup>3</sup>/d

**Infiltrasjonskapasitet:** 300 l/m<sup>2</sup>/d

**Berggrunn:** Diorittisk til granittisk gneis

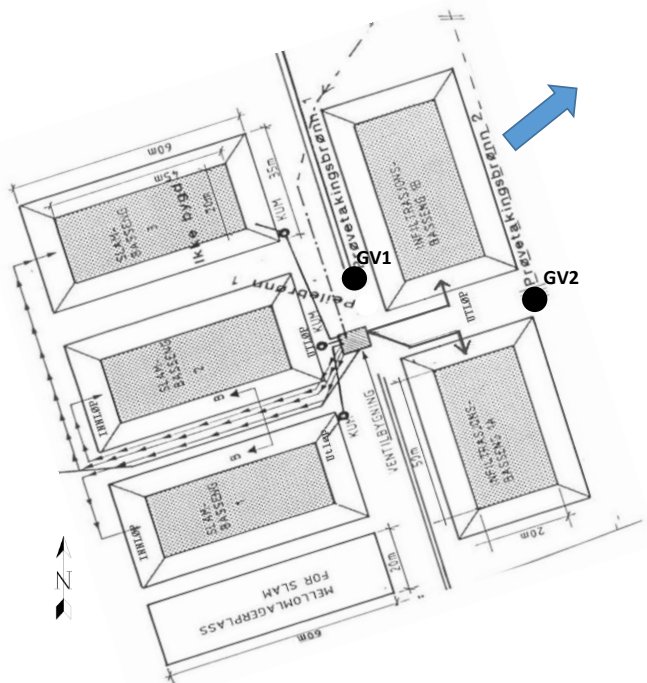
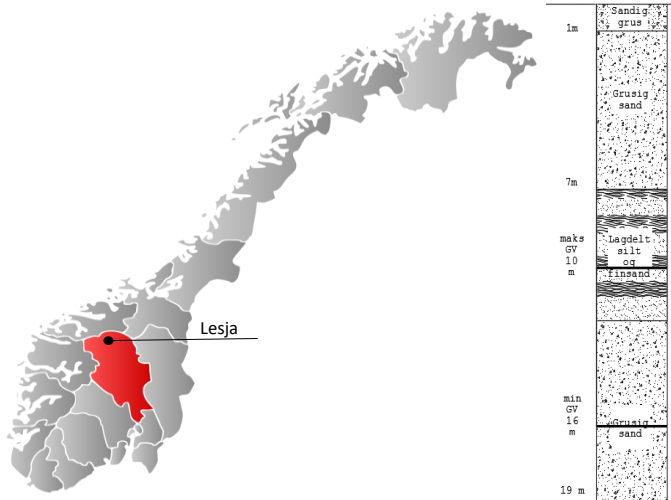
**Avstand til GV** 10-16m

**strømningsretning:** Nordøst

**2.resipient/avstand:** Lågen/1600 m

**Avstand til bebyggelse:** 500 m

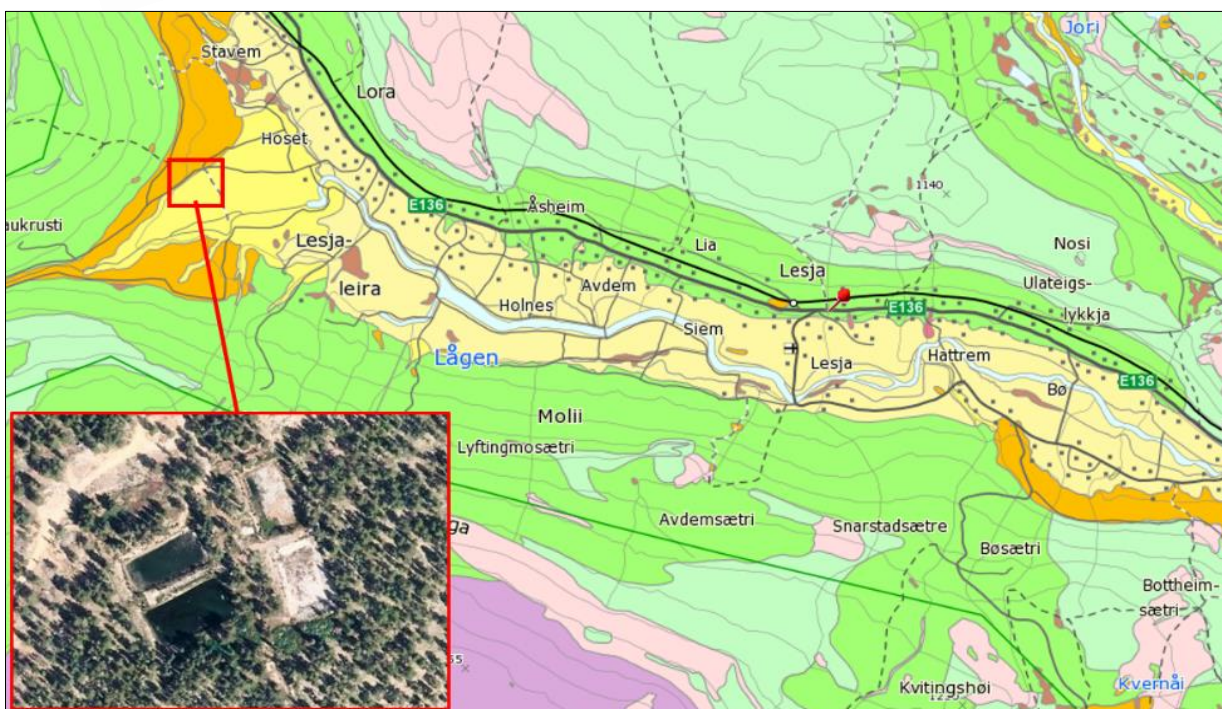
**Vekslingsrutiner:** 1-2 år avhengig av slamtørking, men rutinene er ikke overholdt.



	BOF	KOF	P	N	m <sup>3</sup> /d
<b>Innløp snitt (mg/l)</b>	230	769	7	42	242
<b>Renseeffekt snitt % GV1/GV2</b>	91.8/98		80/95	32.4/50	
<b>Renseeffekt 2016 % GV1/GV2</b>	86/98		37.8/98	9/56	
<b>Renskrav %:</b>	70.00	75.00	95.00		
<b>Mydighet:</b>	Fylkesmannen (kap. 14)				
<b>Fylke:</b>	Oppland				

**Endringer/justeringer/kommentarer:**

Anlegget har ikke blitt endret siden oppstart. Den hydraulisk kapasiteten ser ut til å være tilfredstillende. Renseeffekt registrert i GV 1 er langt fra tilfredstillende med årlig avtagende renseseffekt. Dette skyldes konsekvenser av dårlig vekslingsrutiner som har ledet til overbelastning og reduksjon i renseseffekt og antageligvis levetid grunnet dårlig utnyttning av bindingspotensiale for fosfor.



**Navn:** Bjorli

**Drifts start:** 2000

**Antall PE:** 3000

**Dim. belastning:** 650 m<sup>3</sup>/d

**Forbehandling:** Gradert basseng

**Filterflate:** 4800 m<sup>2</sup>

**Antall basseng:** 2x2400 m<sup>2</sup>

**Løsmasser:** Breekvavsetning

**Hydraulisk kapasitet:** 2000 m<sup>3</sup>/d

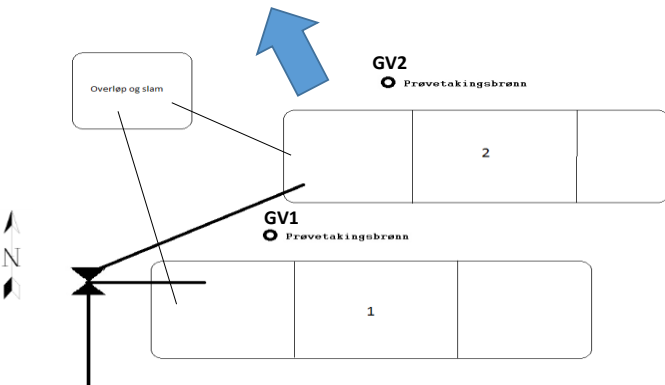
**Infiltrasjonskapasitet:** 125l/m<sup>2</sup>/d

**Berggrunn:** Diorittisk til granittisk gneis, migmatitt  
Plagioklas

**Avstand til GV**  
**strømningsretning:** 10-12m Nordvest

**2 resipient/avstand:** Rauma/750 m

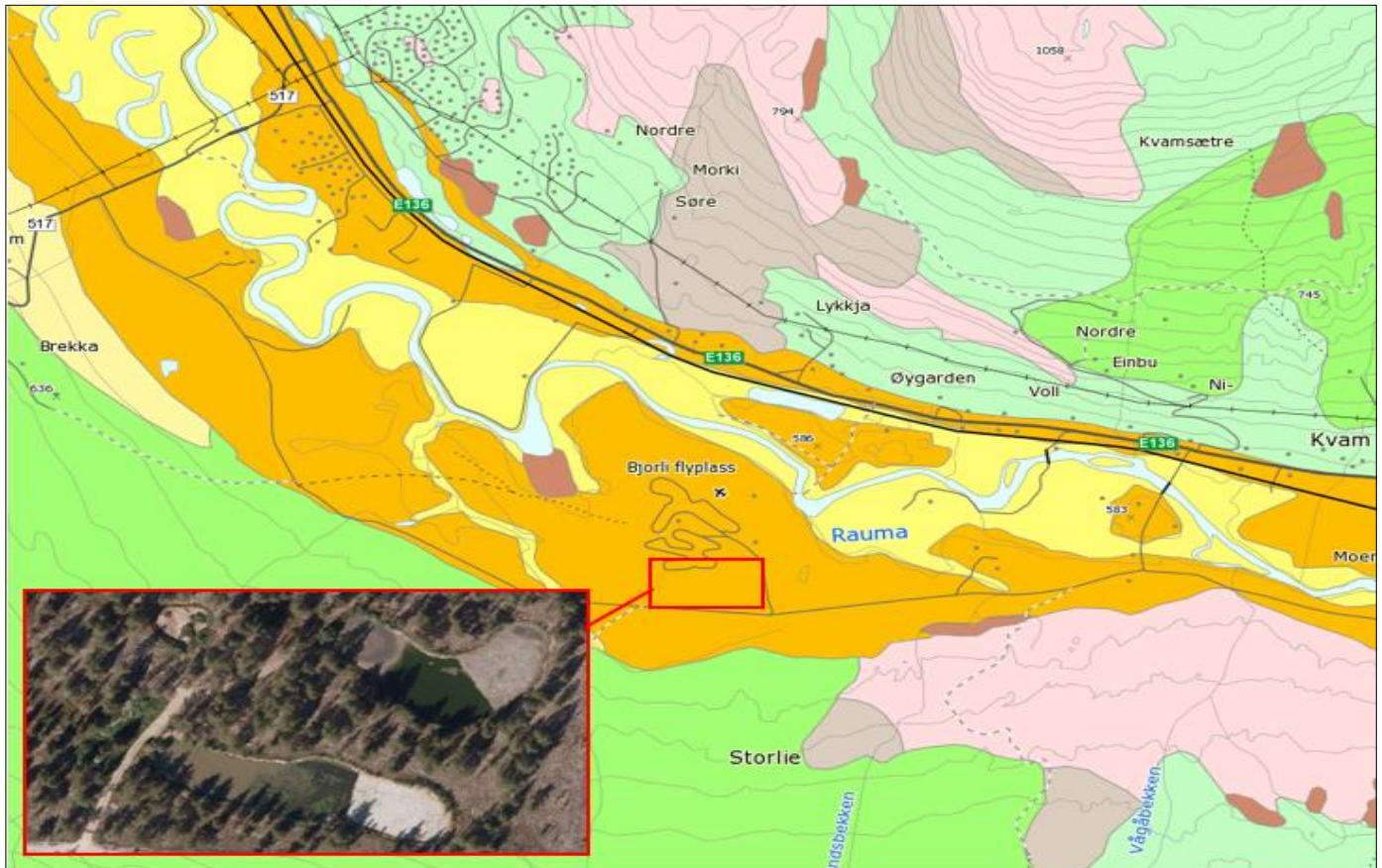
**Avstand til bebyggelse**  
**Vekslingsrutiner:** 800 m hvert 2. år



	BOF	KOF	P	N	m <sup>3</sup> /d
<b>Innløp snitt (mg/l)</b>	112	304	5	30	185
<b>Renseeffekt i snitt</b>	96.6 %	89.9 %	99.6 %	44.2 %	
<b>Renseeffekt 2016</b>	68.0 %		99.9 %	52.1 %	
<b>Rensekrav:</b>	70 %	75 %	95 %		
<b>Mydighet:</b>	Fylkesmannen (kap. 14)				
<b>Fylke:</b>	Oppland				

**Endringer/justering/kommentarer:**

Bjorli har ingen forbehandling, men bassengene er utformet som en trapp hvor slam samles i første del av bassenget. Bjorli er utsatt for store belastningsvariasjoner grunnet sesong basertavløp fra hyttefelt, turistbedrifter og fremmedvann.



**Navn:** Tolga

**Drifts start:** 1998

**Antall PE** 750

**Dim. belastning:** 250 m<sup>3</sup>/døgn

**Forbehandling:** Slamavskiller

**Filterflate:** 2200 m<sup>2</sup>

**Antall basseng:** 3

**Løsmasser:** Brelvavsetning

**Hydraulisk kapasitet:** 280 m<sup>3</sup>/døgn

**Infiltrasjonskapsitet:** 110 l/m<sup>2</sup>/døgn

**Bergart:** Grønnstein, amfibolitt, Fyllitt, glimmerskifer

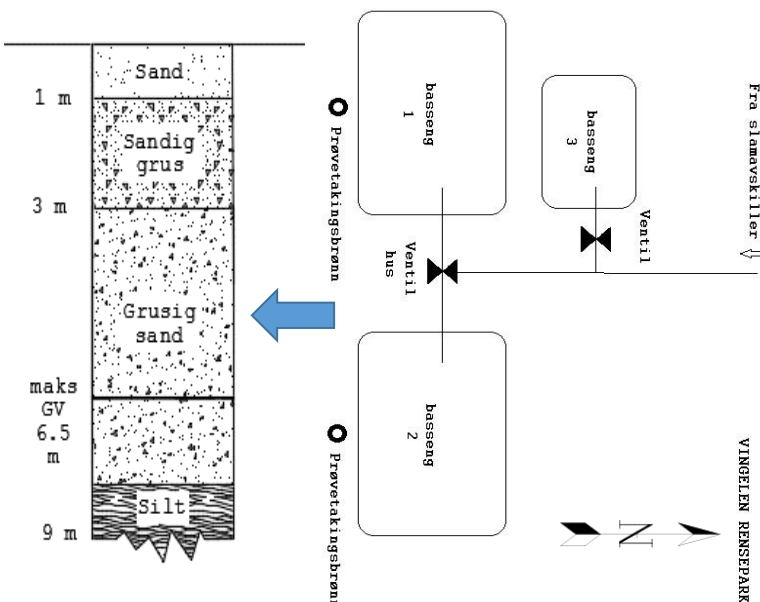
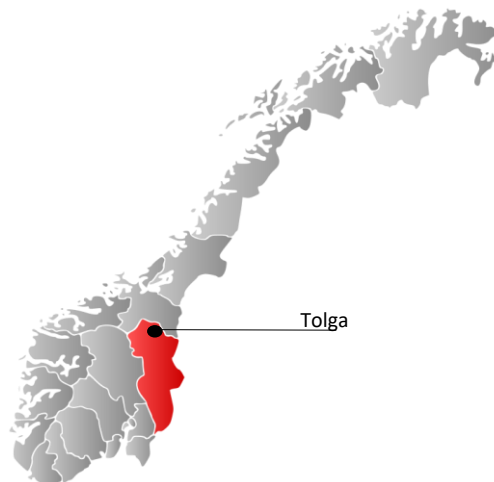
**avstand til GV** 6.5 m

**strømningsretning:** sør

**2 resipient/avstand:** Glomma/700 m

**Avstand til bebyggelse** 1 km

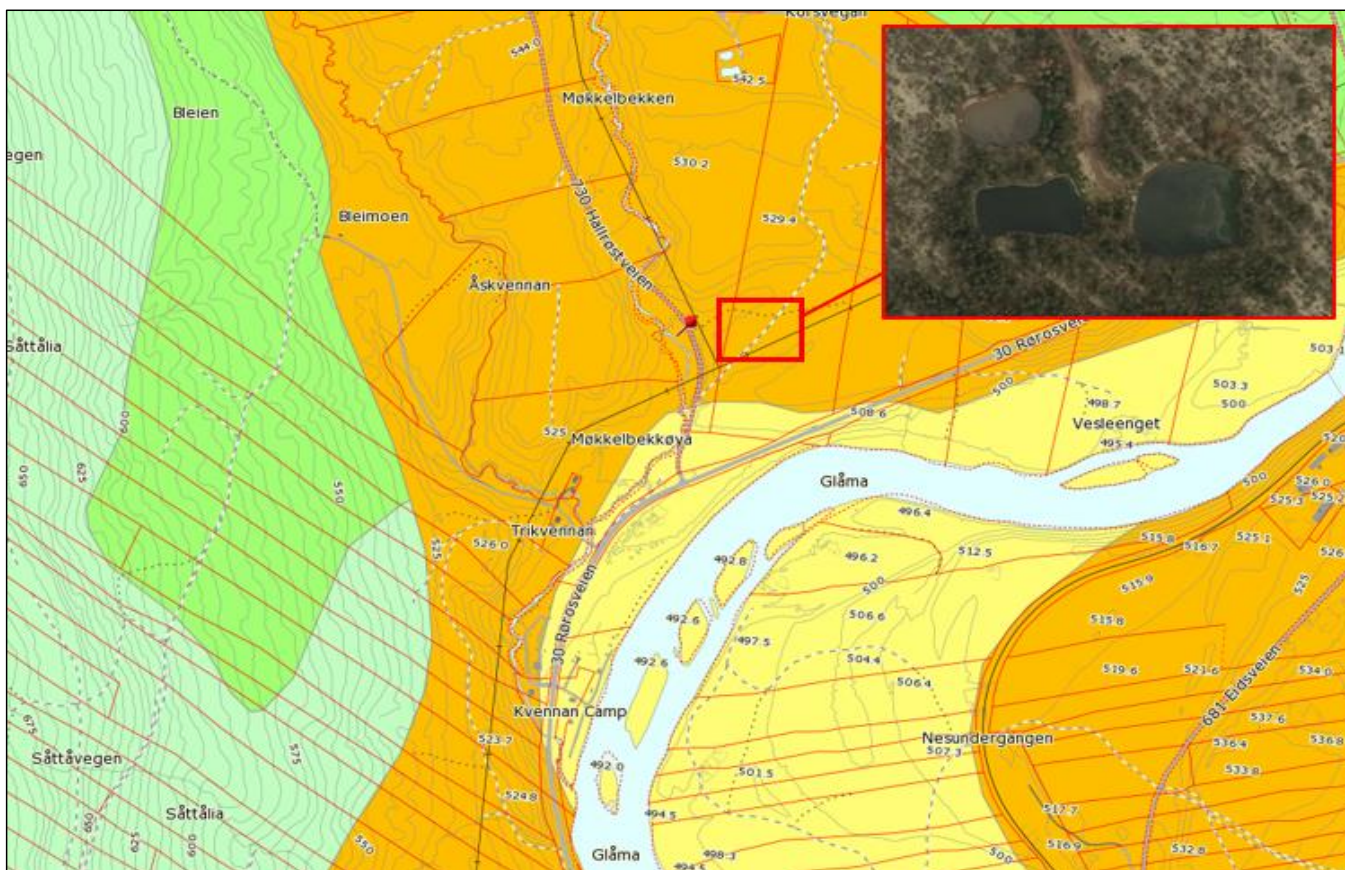
**Vekslingsruine** årlig basseng 3 i bruk om sommeren



	BOF	KOF	P
<b>Renseeffekt</b>		ukjent	
<b>Rensekrav:</b>	90 %		95 %
<b>Mydighet:</b>	Tolga kommune (kap. 13)		
<b>Fylke:</b>	Hedmark		

**Endringer/justeringer/kommentarer:**

Anlegget på Vingelen er utsatt for mye gårdsavløp. Dette betyr en høy belastning av OM kombinert med variasjoner i pH grunnet silopresssaft. Dette har bla annet påvirket hydraulisk kapasitet og anleggene har måttet utvides. Om sommeren er kapasiteten redusert ytterligere grunnet stor vekst av alger. Det er ikke blitt tatt prøver på Tolga siden slutten av 90 tallet grunnet. Årsaken er rapportert som tørre prøvetakingsbrønner. Ved befaring 2016 var dette ikke tilfelle.



**Navn:** Koppang

**Drifts start:** 2004

**Antall PE** 2000

**Dim. belastning:** 600m<sup>3</sup>/d

**Forbehandling:** Slamavskiller og slambasseng

**Filterflate:** 18000 m<sup>2</sup>

**Antall basseng:** 6x ca. 3000 m<sup>2</sup>

**Løsmasser:** Breelavsettnng

**Hydraulisk kapasitet:** 900 m<sup>3</sup>/døgn

**Infiltrasjonskapasitet:** 60 l/m<sup>2</sup>/døgn

**Bergarter:** Metasandstein, glimmerskifer, kvartsitt, Gabbro, amfibolitt

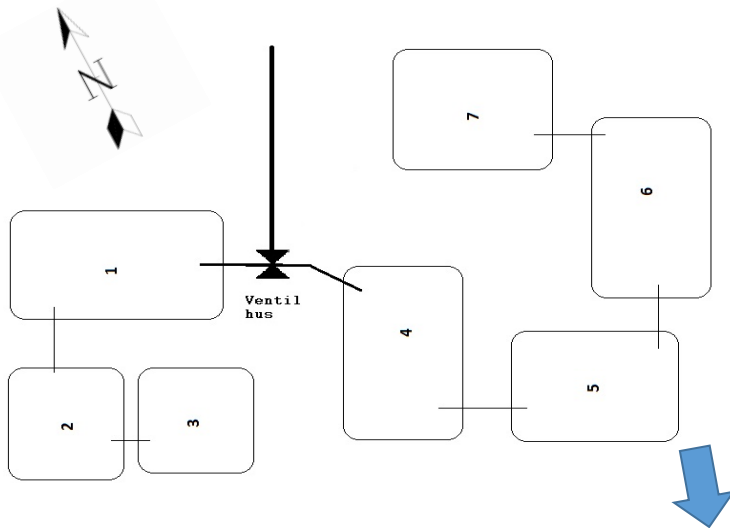
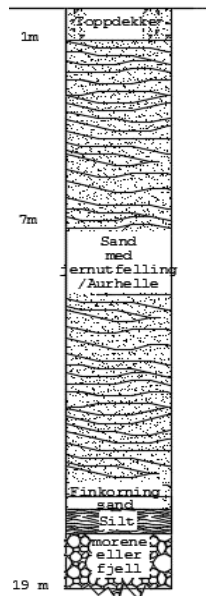
**avstand til GV** ca.15 m

**strømningsretning:** Sør/sørøst

**2 resipient/avstand:** Glomma 250m

**Avstand til bebyggelse** 300 m

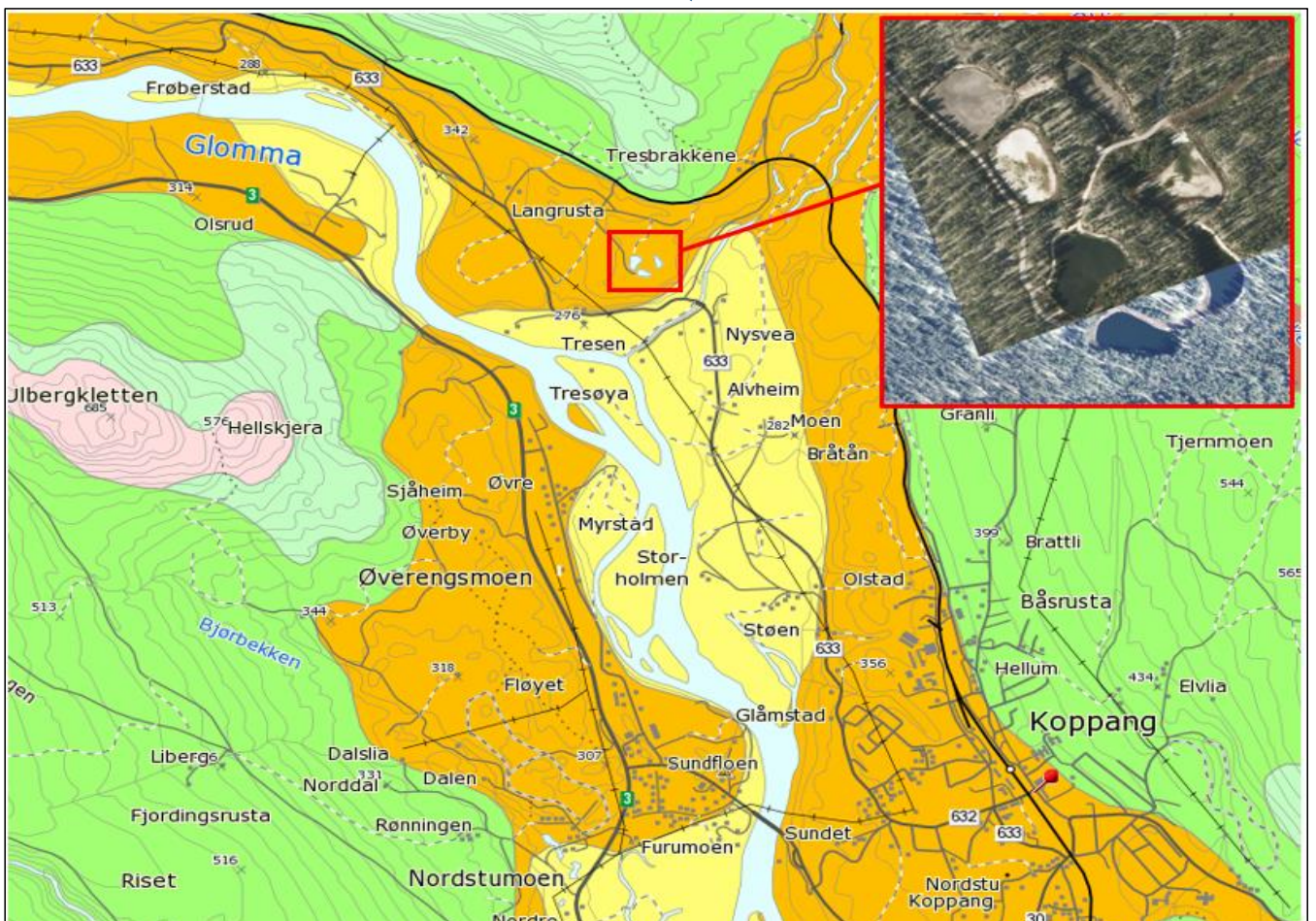
**Vekslingsrutine:** Bytte mellom streng 1 (1-3) og 2 (4-7) årlig



	BOF	KOF	P	N
<b>Renseeffekt i snitt</b>				
<b>Renseeffekt 2016</b>			Ukjent	Ukjent
<b>Rensekrav:</b>	70 %		90 %	
<b>Mydighet:</b>	Stor-Elvdal Kommune (kap. 13)			
<b>Fylke:</b>	Hedmark			

**Endringer/justeringer/kommentarer:**

Parken er utformet som 2 strenger med overgang mellom basseng som overløp. Det er ikke utført rutinemessig prøvetaking for å måle renseeffekt, men anlegget har fungert godt hydraulisk siden oppstart.



**Navn:****Dalholen****Drifts start:**

1998

**Antall PE**

500

**Dim. belastning:**150 m<sup>3</sup>/døgn**Forbehandling:**

Slamavskiller

**Filterflate:**1000 m<sup>2</sup>**Antall basseng:**2x500 m<sup>2</sup>**Løsmasser:**

Breekvavsetning

**Hydraulisk kapasitet:**500 m<sup>3</sup>/døgn**Infiltrasjonskapasitet:**150 l/m<sup>2</sup>/døgn**Berggrunn:**

Glimmergneis, glimmerskifer, metasandstein,

**avstand til GV**

13 m

**strømningsretning:**

sør/sørøst

**2 resipient/avstand:**

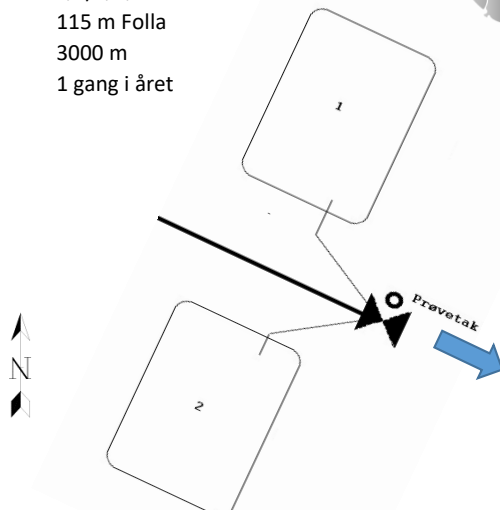
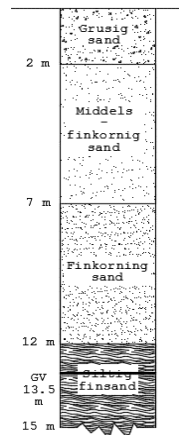
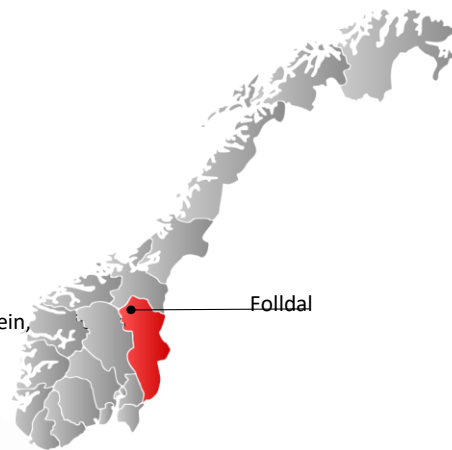
115 m Folla

**Avstand til bebyggelse**

3000 m

**Vekslingsrutine:**

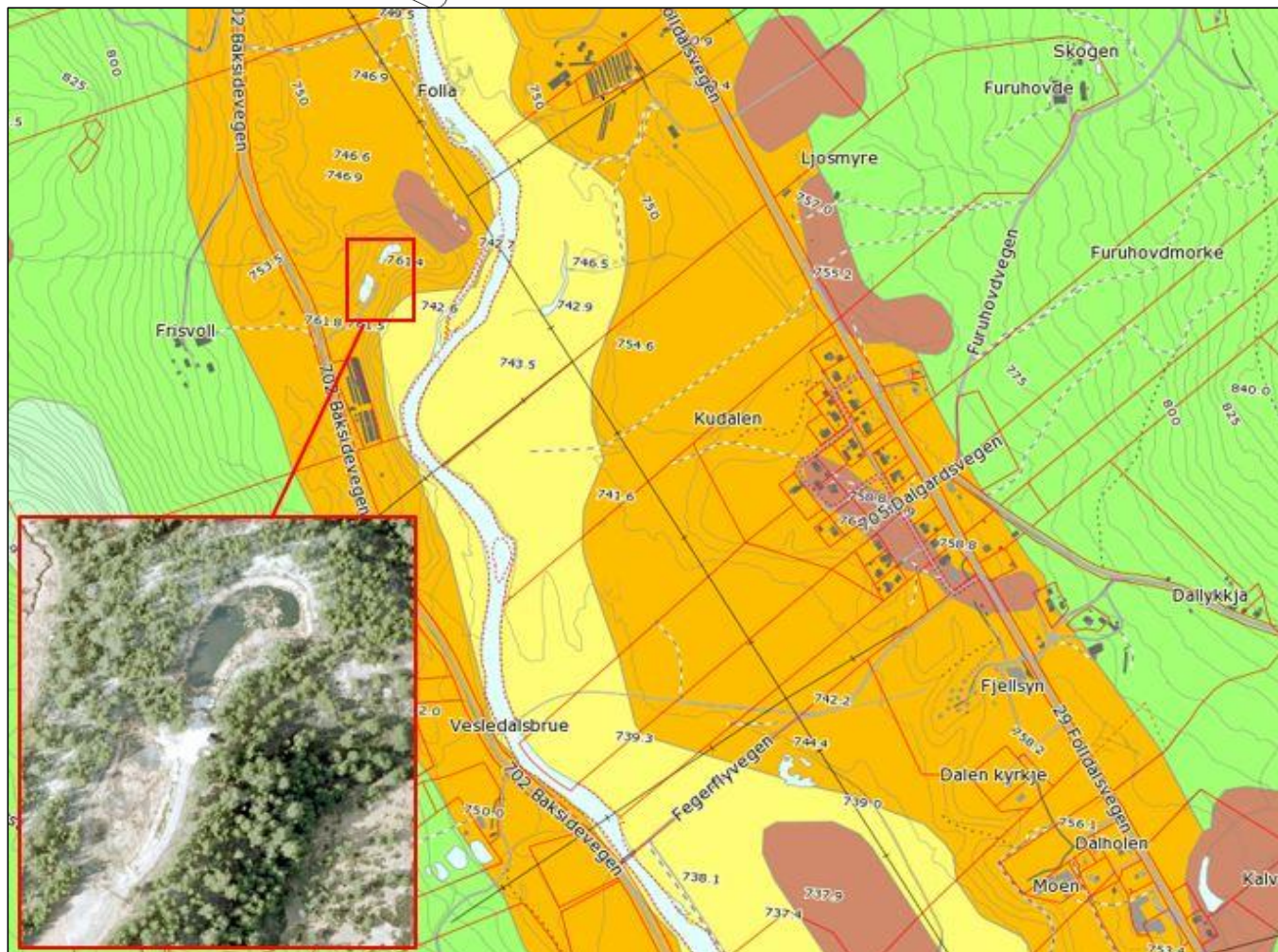
1 gang i året



	BOF	KOF	P	N
<b>Renseeffekt i snitt</b>			98.5 %	
<b>Renseeffekt 2016</b>			99.7 %	
<b>Rensekrav:</b>	70 %	75 %	95 %	
<b>Mydighet:</b>	Folldal Kommune (kap. 13)			
<b>Fylke:</b>	Hedmark			

**Endringer/justeringer/kommentarer:**

Prøvetakning fra Dalholen har vært noe uregelmessig grunnet feil på gv måler som viste tørr brønn. For prøve resultat som foreligger er resultatene gode. Anlegget fungerer uten behov for justeringer.

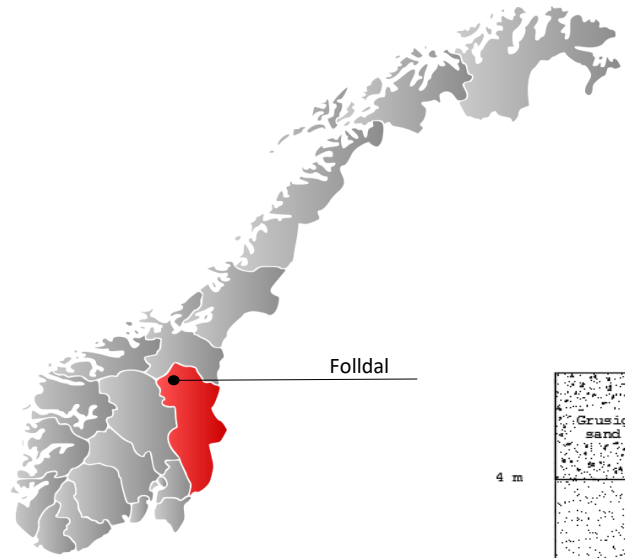


**Navn:****Folldal (Moan)**

Drifts start: 1997  
 Antall PE 2000  
 Dim. belastning: 400 m<sup>3</sup>/døgn  
 Forbehandling: Slamavskiller  
 Filterflate: 2400  
 Antall basseng: 4x1200  
 Løsmasser: Elvavsetning  
 Hydraulisk kapasitet: 2000  
 Infiltrasjonskapasitet: 170 l/m<sup>2</sup>/døgn  
 Berggrunn: Amfibolitt og glimmerskifer  
 +feltspathoid kvartsitt

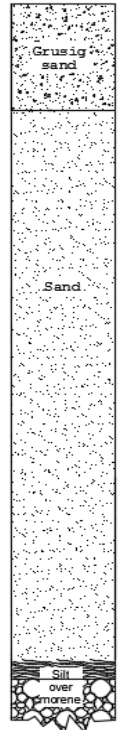
Avstand til GV 46m  
 strømningsretning: Nord/nordøst  
 2.resipient/avstand: Folla/500 m  
 Avstand til bebyggelse 750 m  
 Vekslingsrutine:

1/mnd et basseng omgangen i rekkefølge 1-3-2-4

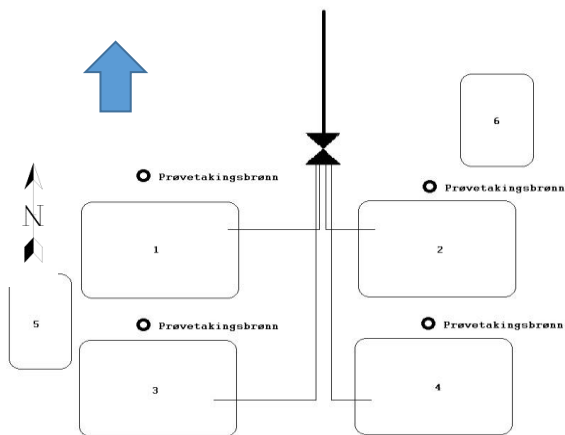


Folldal

4 m



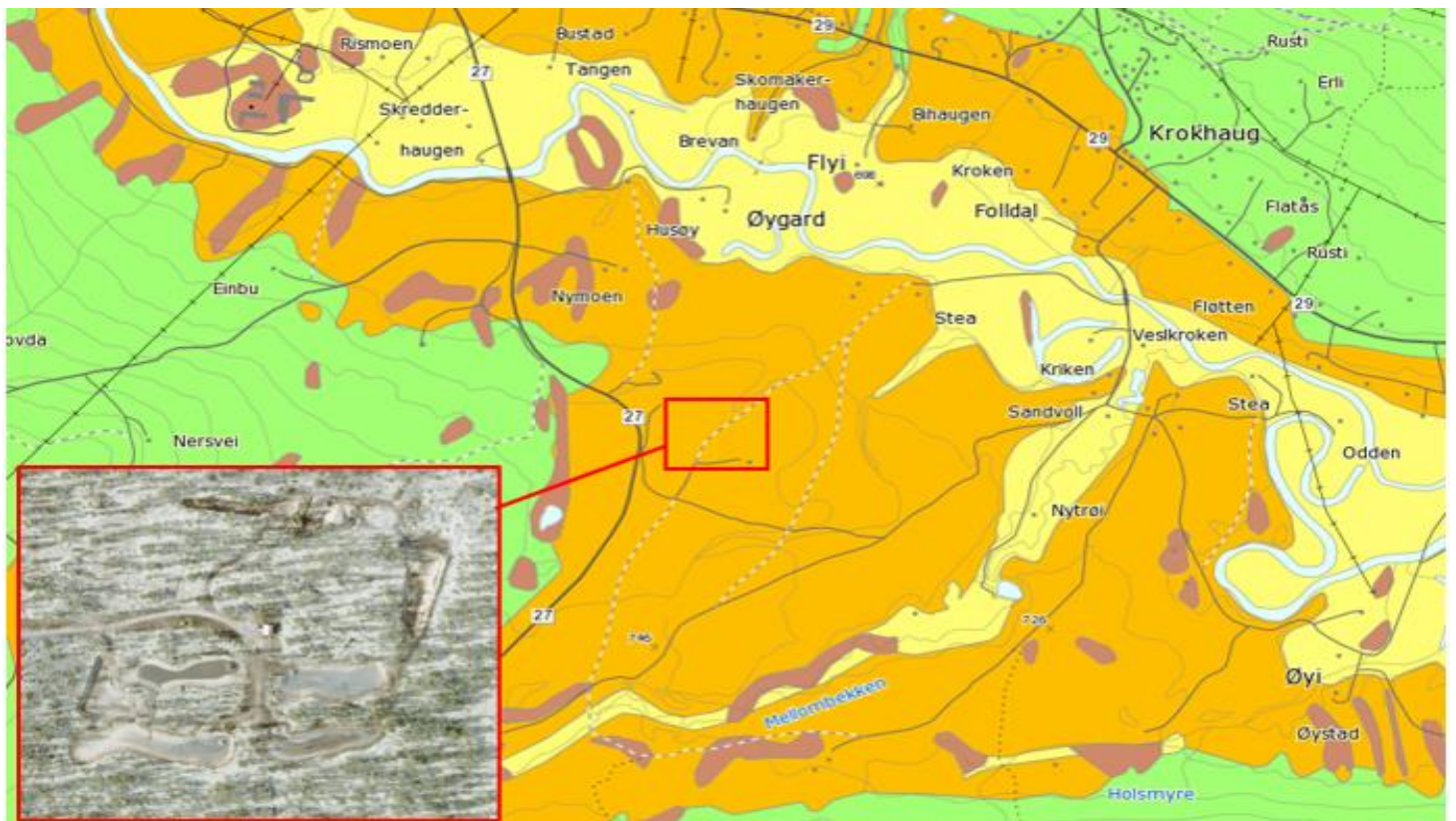
22 m



Innløp snitt (mg/l)	BOF	KOF	P	M3/d
Renseeffekt i snitt	107	324	5	262
Renseeffekt 2016	94 %	99 %		
Rensekrav:	90 %	99.6 %		
Mydighet:	Fylkesmannen (kap. 14)			
Fylke:	Hedmark			

**Endringer/justeringer/kommentarer:**

Moan ble i utgangpunktet planlagt uten forbehandling. Tilslamming reduserte kapasiteten såpass at basseng 5 og 6 måtte graves ut for å håndtere oppstuvningen og øke filterareal. Etter slamavskiller ble installert er kassen på de 4 bassengene tilfredstillende.



**Navn:****Rena****Drifts start:**

1997

**Antall PE**

8000

**Dim. belastning:**2550 m<sup>3</sup>/d**Forbehandling:**

Rist+Salnesfilter

**Filterflate:**12000 m<sup>2</sup>**Antall basseng:**4\*3000m<sup>2</sup>**Løsmasser:**

Elvavsetning

**Infiltrasjonskapasitet:**210 l/m<sup>2</sup>/d**Berggrunn:**Kalstein, dolomitt  
og sandstein**avstand til GV**

22-24 m

**strømningsretning:**

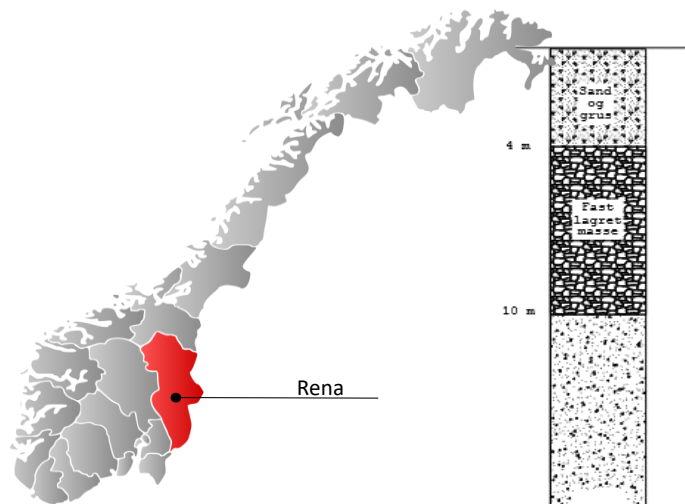
Vest/sørvest

**2 resipient/avsatnd:**

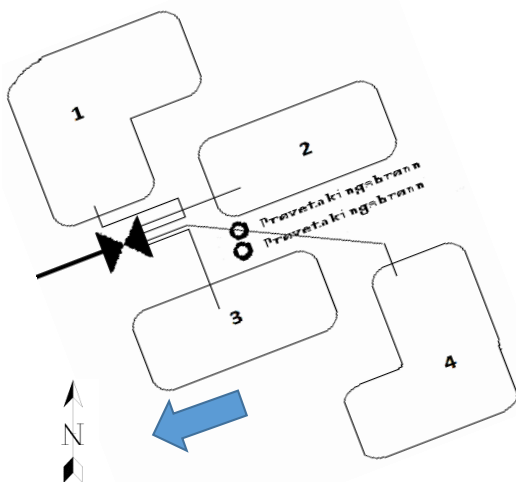
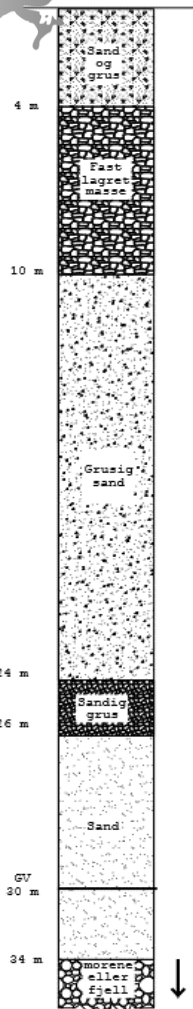
Glomma/500 m

**Avstand til bebyggelse**

300 m

**Veksling:**2 basseng belastes samtidig (1+3, 2+4) veksling  
ver mnd

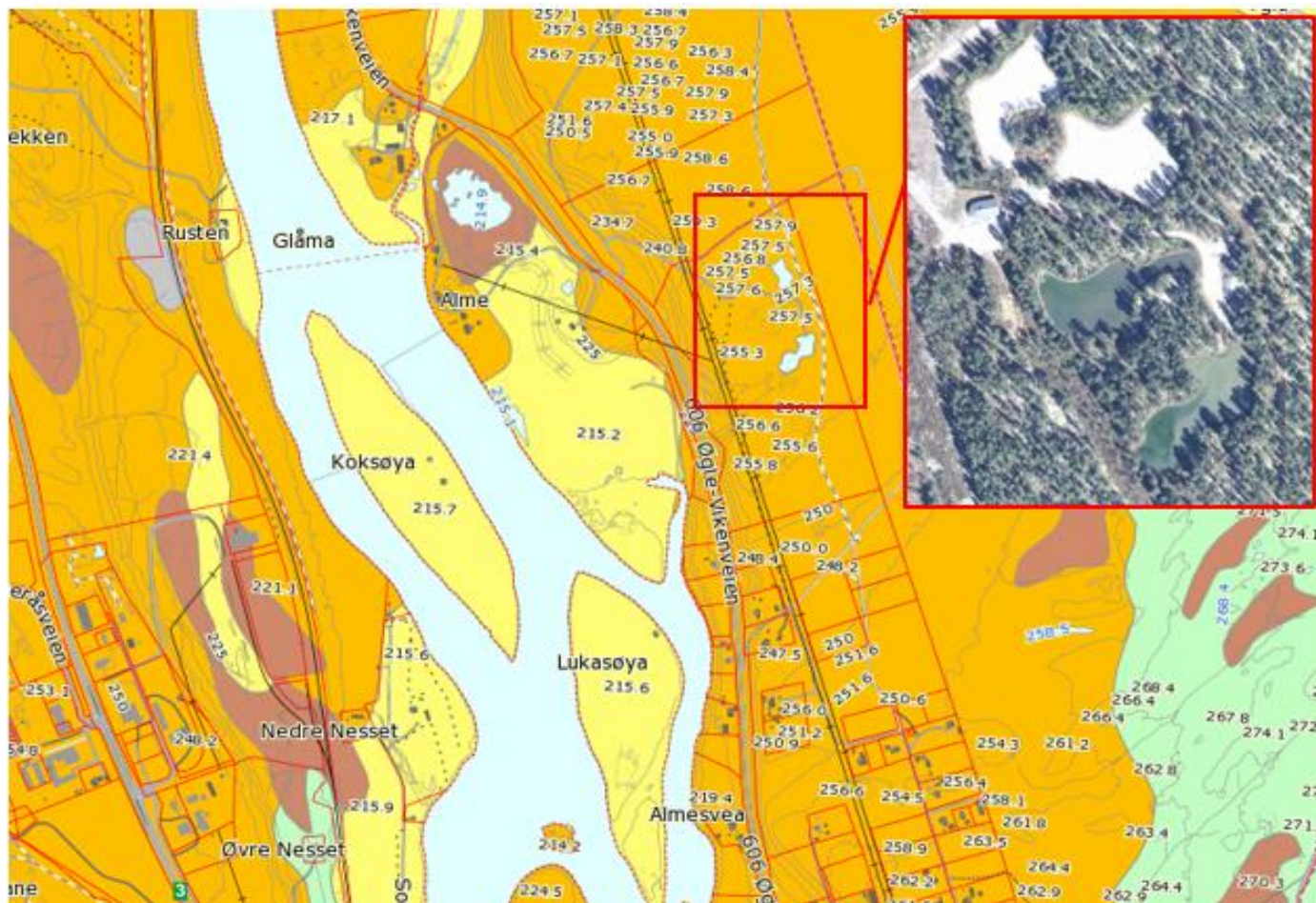
Rena



	BOF	KOF	P	m <sup>3</sup> /d
<b>Innløp Snitt (mg/l):</b>	106.9	579.41	8.11	684.6
<b>Renseeffekt i snitt</b>	97.5 %	95.5 %	98.2 %	
<b>Renseeffekt 2016</b>	98.9 %	93.4 %	96.9 %	
<b>Rensekrav:</b>	70 %	75 %	90 %	
<b>Mydighet:</b>	Fylkesmannen (kap. 14)			
<b>Fylke:</b>	Hedmark			

**Endringer/justeringer/kommentarer:**

Ved oppstart besto forbehandling kun av 2 mm rist. Dette resulterte i at avløp i besengene hadde en stor andel SS. Tilslamming skapte lavere hydraulisk kapasitet en forventet og krevde hyppiere veksling mellom bassengen enn planlagt. I 2010 ble salnes filter installert som har bidratt til økt kapasitet i filterbunn.







## **Vedlegg D**

*Følgende vedlegg inneholder resultat fra korrelasjonsanalysen. Statistisk signifikant korrelasjon ( $p < 0,05$ ) er gjengitt i fet skrift.*

*Tabellene viser korrelasjonsanalyse for alle parametere med tilstrekkelig varighet med følgende kombinasjoner:*

- Korrelasjonsanalyse mellom parameter innløp/GV tatt samme dag
- Korrelasjonsanalyse mellom parameter innløp og GV tatt et tidssteg senere
- Korrelasjonsanalyse mellom årsgjennomsnitt parameter innløp/GV
- Korrelasjonsanalyse mellom årsgjennomsnitt innløp og årlig renseseffekt

Analysen er gjort ved å anvende Pearsons korrelasjonskoeffisient (Fisher, 1970). Koeffisienten kan anta verdier mellom -1 og 1, der verdier lik eller nære 0 viser ingen eller lite lineær sammenheng mellom to parameter og verdier nære 1 og -1 representerer en fullstendig positiv respektive negativ lineær sammenheng. Den statistiske signifikansen ved korrelasjonen måles her med en p-verdi som sier hvor stor sannsynlighet det er at den beregnede korrelasjonen er tilfeldig (Fisher, 1970). En p-verdi lik eller lavere enn 0,05 tilsier at det er 95% sannsynlighet at det er en sammenheng mellom de to parameterne og vi kan forkaste nullhypotesen som er at det ikke er noen lineær sammenheng.

***Analysen er gjort i følgende rekkefølge:***

*Lesjaverk*

*Lesja (Hosetmoen)*

*Bjorli*

*Folldal*

*Rena*

# KORRELASJONSANALYSE LESJAVERK

## Lesjaverk, prøver samme dag

	inn_snitt	BOF_inn	Tot-P_inn	Cl_inn	KOF_inn
BOF_GV1	-0.15	0.08	-0.05	0.11	NA
Tot-P_GV1	-0.09	<b>0.59</b>	0.3	0	-0.07
Cl_GV1	0.11	0.05	-0.21	-0.27	0.07
BOF_GV2	0.03	NA	0.03	-0.07	NA
Tot-P_GV2	0.04	<b>0.41</b>	<b>0.75</b>	0.07	0.01
Cl_GV2	0.11	0.06	-0.11	<b>-0.3</b>	-0.09

## Lesjaverk, prøver med 1 måned tidsforskyvning

	inn_snitt	BOF_inn	Tot-P_inn	Cl_inn	KOF_inn
BOF_GV1	-0.25	NA	0.08	-0.04	NA
Tot-P_GV1	-0.08	NA	0.07	<b>0.44</b>	<b>0.87</b>
Cl_GV1	0.11	NA	-0.06	-0.34	0.23
BOF_GV2	-0.03	-0.1	-0.03	0.04	NA
Tot-P_GV2	0.01	-0.36	<b>0.47</b>	0.06	0.07
Cl_GV2	0.26	0.3	0.03	<b>-0.44</b>	-0.31

## Lesjaverk, gjennomsnitt Apr-Jul

	inn_snitt	BOF_inn	Tot-P_inn	Cl_inn	kof_inn
BOF_GV1	-0.25	-0.12	-0.24	0	-0.23
Tot-P_GV1	-0.23	-0.24	0.12	-0.16	0.19
Cl_GV1	0.02	-0.06	0	<b>0.57</b>	0.31
BOF_GV2	0.05	0.25	-0.03	0.1	-0.27
Tot-P_GV2	-0.21	-0.21	0.14	-0.13	0.16
Cl_GV2	0.35	<b>0.44</b>	0.28	<b>0.62</b>	0.27

## Lesjaverk, gjennomsnitt Oct-Dec

	inn_snitt	BOF_inn	Tot-P_inn	Cl_inn	KOF_inn
BOF_GV1	-0,19	-0,24	-0,18	-0,18	-0,35
Tot-P_GV1	-0,1	0,18	-0,1	-0,09	-0,2
Cl_GV1	0,39	0,24	0,03	0,05	0,13
BOF_GV2	0,27	0,25	-0,28	0,22	-0,43
Tot-P_GV2	0	0,33	-0,05	0,1	-0,28
Cl_GV2	<b>0,53</b>	<b>0,51</b>	-0,04	<b>0,65</b>	-0,22

## Lesjaverk, årgjennomsnitt

	inn_snitt	BOF_inn	KOF_inn	Tot-P_inn	Klorid_inn
Tot-P_GV1	0,39	0,57	NA	-0,06	-0,21
BOF5_GV1	-0,39	0,18	NA	0,16	0,11
Klorid_GV1	-0,03	-0,57	NA	-0,44	<b>0,67</b>
BOF_GV2	NA	NA	NA	NA	NA
Tot-P_GV2	-0,12	-0,11	NA	-0,11	0,03
Klorid_GV2	-0,4	-0,4	NA	-0,45	<b>0,82</b>

## KORRELASJONSANALYSE LESJA (HOSETMOEN)

### Lesja (Hosetmoen), prøver samme dag

	inn_snitt	BOF5_inn	Tot-P_inn	Klorid_inn	KOF_inn	pH_inn
BOF_GV	-0.03	0	<b>0.33</b>	-0.11	0.09	-0.13
Tot-P_GV	-0.07	-0.01	0.14	0.08	-0.13	0.12
Klorid_GV	<b>-0.28</b>	0.17	0.01	0.12	0.11	<b>0.37</b>
KOF_GV	-0.16	-0.07	<b>0.41</b>	0.16	-0.09	NA
pH_GV	-0.08	0.08	0.08	-0.19	0.01	0.13

### Lesja (Hosetmoen), prøver med 1 måned tidsforskyvning

	inn_snitt	BOF5_inn	Tot-P_inn	Klorid_inn	KOF_inn	pH_inn
BOF_GV	-0.06	0.11	-0.04	-0.06	0.05	0.23
Tot-P_GV	-0.15	<b>0.24</b>	-0.12	0.04	0.13	<b>0.29</b>
Klorid_GV	<b>-0.44</b>	<b>0.22</b>	0.13	<b>0.27</b>	0.14	<b>0.26</b>
KOF_GV	-0.2	0.05	-0.08	0.11	0.01	NA
pH_GV	-0.17	0.2	-0.01	-0.04	0.11	<b>0.27</b>

### Lesja (Hosetmoen), gjennomsnitt Apr-Jul

	inn_snitt	BOF5_inn	Tot-P_inn	Klorid_inn	KOF_inn	pH_inn
BOF_GV	0.01	0.27	<b>0.44</b>	-0.1	-0.07	0.18
Tot-P_GV	-0.17	0.25	0.29	0.17	0.11	0.42
Klorid_GV	0.33	<b>0.49</b>	0.07	<b>0.49</b>	<b>0.6</b>	<b>0.6</b>
KOF_GV	-0.02	-0.17	0.23	-0.26	-0.1	-0.28
pH_GV	0.09	0.35	0.24	0.34	0.24	<b>0.89</b>

### Lesja (Hosetmoen), gjennomsnitt Oct-Dec

	inn_snitt	BOF5_inn	Tot-P_inn	Klorid_inn	KOF_inn	pH_inn
BOF_GV	0.09	0.4	0.36	<b>0.63</b>	<b>0.58</b>	0.37
Tot-P_GV	0.43	<b>0.52</b>	<b>0.64</b>	<b>0.66</b>	<b>0.44</b>	<b>0.69</b>
Klorid_GV	0.34	<b>0.76</b>	<b>0.81</b>	<b>0.85</b>	<b>0.72</b>	<b>0.7</b>
KOF_GV	<b>-0.47</b>	0.15	0.09	0.17	<b>0.45</b>	-0.34
pH_GV	<b>0.57</b>	<b>0.54</b>	<b>0.68</b>	<b>0.56</b>	<b>0.46</b>	<b>0.91</b>

### Lesja (Hosetmoen), årsgjennomsnitt

	inn_snitt	BOF_inn	KOF_inn	Tot-P_inn	Tot-N_inn	NH4_inn	Klorid_inn	pH_inn
BOF_GV	-0.39	0.42	-0.31	-0.1	-0.17	-0.15	-0.11	0.03
KOF_GV	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Tot-P_GV	0.06	-0.13	-0.26	-0.1	-0.08	0.52	0.21	0.03
Tot-N_GV	-0.36	-0.37	<b>0.92</b>	0.04	<b>0.76</b>	0.41	-0.2	<b>0.73</b>
NH4_GV	-0.47	-0.46	0.51	-0.2	0.48	<b>0.65</b>	-0.04	<b>0.66</b>
Klorid_GV	-0.4	-0.27	0.14	-0.02	0.37	<b>0.79</b>	0.4	0.52
pH_GV	0	<b>0.68</b>	<b>-0.33</b>	0.13	-0.12	0.39	-0.06	0.36

# KORRELASJONSANALYSE BJORLI

## Bjorli, prøver samme dag

	inn_snitt	BOF_inn	KOF_inn	NH4_inn	Tot-P_inn	Tot-N_inn	Klorid_inn	pH_inn
BOF_GV1	-0.07	0.25	0.33	0.39	0.24	<b>0.39</b>	0.11	0.1
KOF_GV1	<b>0.68</b>	-0.23	-0.24	NA	-0.35	NA	-0.25	NA
NH4_GV1	-0.17	0.05	-0.01	0.24	0.24	<b>0.29</b>	<b>0.36</b>	0.1
Tot-P_GV1	0.09	-0.04	-0.04	0.1	-0.02	0	-0.05	0.04
Tot-N_GV1	-0.11	0.04	-0.05	-0.01	0.04	0.03	<b>0.32</b>	-0.03
Klorid_GV1	-0.15	0.12	0.04	0.16	0.09	0.15	<b>0.19</b>	0.11
pH_GV1	-0.11	0.14	0.07	0.22	0.12	0.2	0.2	0.07
BOF_GV2	<b>0.75</b>	<b>0.51</b>	<b>0.35</b>	-0.17	0.14	0.17	-0.01	<b>-0.38</b>
KOF_GV2	0.05	-0.14	-0.15	NA	0.36	NA	-0.18	NA
NH4_GV2	-0.17	0.05	0.03	0.07	-0.03	-0.01	0.02	0.02
Tot-P_GV2	0.01	0	0	0.1	0.05	0.06	-0.04	0.1
Tot-N_GV2	-0.03	0.03	0.01	-0.01	-0.06	0.07	-0.18	0.15
Klorid_GV2	0	-0.04	-0.02	-0.17	-0.19	-0.16	-0.1	-0.01
pH_GV2	-0.14	<b>0.32</b>	0.21	0.19	<b>0.27</b>	0.21	0.1	-0.03

## Bjorli, prøver med 1 måned tidsforskyvning

	inn_snitt	BOF_inn	KOF_inn	NH4_inn	Tot-P_inn	Tot-N_inn	Klorid_inn	pH_inn
BOF_GV1	-0.23	<b>0.44</b>	<b>0.39</b>	0.42	0.28	<b>0.46</b>	0.13	0.2
KOF_GV1	0.25	0.1	<b>0.44</b>	NA	0.38	NA	<b>0.47</b>	NA
NH4_GV1	-0.18	-0.01	-0.03	0.15	0.19	0.17	<b>0.36</b>	-0.04
Tot-P_GV1	0.02	-0.02	-0.02	0.1	0.02	0.07	-0.02	0.15
Tot-N_GV1	-0.17	0.04	-0.03	0.1	0.2	0.17	<b>0.26</b>	0.12
Klorid_GV1	-0.17	0.04	0	0.05	0.07	0.1	0.01	-0.02
pH_GV1	-0.14	0.06	-0.02	<b>0.3</b>	0.23	<b>0.33</b>	0.09	0.21
BOF_GV2	<b>0.38</b>	0.06	-0.04	0.31	0.32	0.23	<b>0.43</b>	0.23
KOF_GV2	-0.1	-0.13	0.02	NA	-0.02	NA	0.09	NA
NH4_GV2	0.03	0.13	0.1	-0.03	0.03	-0.06	0.09	0.03
Tot-P_GV2	-0.08	0	-0.01	0.1	0.03	0.06	-0.01	0.1
Tot-N_GV2	-0.14	0.07	0.05	0.06	0.07	0.1	-0.07	0.19
Klorid_GV2	-0.03	-0.02	-0.05	-0.13	-0.07	-0.08	0.02	0.02
pH_GV2	0.05	<b>0.31</b>	<b>0.27</b>	0.09	<b>0.33</b>	0.24	0.15	0.06

**Bjorli, gjennomsnitt Apr-Jul**

	inn_snitt	BOF_inn	KOF_inn	NH4_inn	Tot-P_inn	Tot-N_inn	Klorid_inn	pH_inn
BOF_GV1	-0.53	-0.03	0.07	0.42	0.16	0.13	-0.36	0.11
KOF_GV1	-0.38	-0.17	-0.05	-0.33	-0.07	<b>-0.58</b>	0.03	-0.53
NH4_GV1	-0.34	0	0.06	<b>0.72</b>	0.33	0.45	-0.17	0.5
Tot-P_GV1	0.25	-0.12	-0.06	-0.17	-0.14	-0.06	<b>0.61</b>	0.27
Tot-N_GV1	-0.16	-0.13	-0.1	0.32	-0.01	0.3	-0.26	0.5
Klorid_GV1	-0.52	-0.09	-0.02	0.43	0.26	0.26	-0.28	0.42
pH_GV1	0.03	0.35	0.47	<b>0.75</b>	0.28	0.49	0.31	<b>0.87</b>
BOF_GV2	<b>0.77</b>	<b>0.57</b>	0.48	0.08	0.28	0.42	<b>0.62</b>	0.53
KOF_GV2	-0.35	-0.2	-0.07	-0.35	0.04	<b>-0.61</b>	0.04	<b>-0.55</b>
NH4_GV2	-0.03	0.41	0.51	<b>0.75</b>	0.26	0.44	-0.09	<b>0.66</b>
Tot-P_GV2	-0.13	-0.13	-0.05	-0.25	0.28	-0.32	0.1	-0.19
Tot-N_GV2	0.16	0.31	0.29	<b>0.68</b>	0.23	<b>0.68</b>	-0.12	<b>0.74</b>
Klorid_GV2	-0.07	0.14	0.28	0.3	-0.06	0.09	0.18	<b>0.6</b>
pH_GV2	0.05	0.38	0.5	<b>0.74</b>	0.28	0.48	0.31	<b>0.87</b>

**Bjorli, gjennomsnitt Oct-Dec**

	inn_snitt	BOF_inn	KOF_inn	NH4_inn	Tot-P_inn	Tot-N_inn	Klorid_inn	pH_inn
BOF_GV1	0.03	<b>0.61</b>	<b>0.84</b>	<b>0.84</b>	<b>0.61</b>	<b>0.57</b>	<b>0.55</b>	0.47
KOF_GV1	-0.5	-0.36	-0.05	-0.29	-0.17	-0.51	-0.17	-0.44
NH4_GV1	0.05	<b>0.56</b>	<b>0.8</b>	<b>0.88</b>	<b>0.58</b>	<b>0.59</b>	0.47	0.52
Tot-P_GV1	-0.53	0.1	0.23	0.13	0.12	-0.06	0.29	-0.09
Tot-N_GV1	0.19	<b>0.73</b>	<b>0.88</b>	<b>0.79</b>	<b>0.66</b>	<b>0.67</b>	<b>0.71</b>	<b>0.62</b>
Klorid_GV1	0.13	0.51	<b>0.73</b>	<b>0.8</b>	<b>0.54</b>	<b>0.61</b>	0.36	<b>0.61</b>
pH_GV1	0.14	0.46	<b>0.75</b>	<b>0.85</b>	<b>0.57</b>	<b>0.72</b>	0.33	<b>0.85</b>
BOF_GV2	0.34	-0.01	0.08	-0.09	-0.03	0.07	-0.15	0.44
KOF_GV2	-0.47	-0.36	-0.04	-0.29	-0.13	-0.5	-0.17	-0.43
NH4_GV2	0.12	0.3	<b>0.54</b>	<b>0.7</b>	0.4	0.53	0.18	<b>0.68</b>
Tot-P_GV2	-0.36	-0.21	-0.04	-0.15	-0.3	-0.31	-0.14	-0.24
Tot-N_GV2	0.28	0.28	0.45	<b>0.55</b>	0.36	<b>0.57</b>	0.1	<b>0.81</b>
Klorid_GV2	0.21	-0.02	0.21	0.2	0	0.18	-0.07	<b>0.57</b>
pH_GV2	0.14	0.38	<b>0.64</b>	<b>0.79</b>	0.52	<b>0.69</b>	0.22	<b>0.84</b>

**Bjorli, årsgjennomsnitt**

	inn_snitt	BOF_inn	KOF_inn	Tot-P_inn	Tot-N_inn	Klorid_inn	pH_inn
BOF_GV1	-0.38	0.11	0.33	0.24	0.54	0.18	0.5
KOF_GV1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Tot-P_GV1	-0.17	-0.19	<b>0.64</b>	<b>0.51</b>	-0.33	0.77	0.43
Tot-N_GV1	-0.41	0.25	<b>0.86</b>	-0.31	-0.13	0.27	0.59
Klorid_GV1	0.01	0.16	0.07	-0.12	0.18	-0.03	0.35
pH_GV1	0.12	0	NA	0.02	0.29	-0.26	-0.36

## KORRELASJONSANALYSE FOLLDAL

### Folldal, prøver samme dag

	inn_snitt	KOF_inn	BOF_inn	Tot-P_inn	N_inn	Cl_inn
KOF_GV	-0.01	<b>0.87</b>	<b>0.48</b>	0.01	<b>0.98</b>	-0.16
BOF_GV	-0.08	<b>0.35</b>	<b>0.45</b>	0.07	NA	0.02
Tot-P_GV	0	<b>0.31</b>	<b>0.49</b>	0.09	0.07	-0.2
N_GV	<b>-0.88</b>	<b>0.94</b>	NA	0.61	<b>0.89</b>	NA
Cl_GV	<b>-0.39</b>	-0.17	0.2	<b>0.4</b>	-0.52	<b>0.57</b>

### Folldal, prøver med 1 måned tidsforskyvning

	inn_snitt	KOF_inn	BOF_inn	Tot-P_inn	N_inn	Cl_inn
KOF_GV	0.08	<b>0.27</b>	<b>0.25</b>	0	-0.32	<b>-0.39</b>
BOF_GV	-0.04	<b>0.23</b>	0.17	0.07	NA	-0.21
Tot-P_GV	-0.04	<b>0.31</b>	0.21	-0.03	0.64	-0.26
N_GV	-0.32	-0.19	NA	0.28	-0.36	NA
Cl_GV	<b>-0.3</b>	<b>-0.41</b>	0.11	0.17	<b>0.97</b>	<b>0.47</b>

### Folldal, gjennomsnitt Apr-Jul

	inn_snitt	KOF_inn	BOF_inn	Tot-P_inn	N_inn	Cl_inn
KOF_GV	0.07	0.2	0.55	0.21	-0.24	-0.49
BOF_GV	0.11	0.32	0.37	0.33	-0.03	-0.51
Tot-P_GV	0.09	0.47	0.46	0.24	0.16	-0.41
N_GV	0.36	<b>0.74</b>	-0.64	0.31	<b>1</b>	-0.43
Cl_GV	-0.45	-0.33	0.14	0.07	-0.39	<b>0.99</b>

### Folldal, gjennomsnitt Oct-Dec

	inn_snitt	KOF_inn	BOF_inn	Tot-P_inn	N_inn	Cl_inn
KOF_GV	0.18	<b>0.91</b>	0.39	0.49	0.42	-0.32
BOF_GV	-0.06	0.55	<b>0.7</b>	0.31	-0.32	-0.23
Tot-P_GV	0.38	0.35	0.66	-0.01	-0.34	-0.53
N_GV	0.44	0.35	-0.5	0.03	<b>1</b>	-0.34
Cl_GV	<b>-0.85</b>	-0.21	0.16	0.36	-0.45	<b>0.97</b>

### Folldal, årsgjennomsnitt

	inn_snitt	KOF_inn	BOF_inn	Tot-P_inn	N_inn	Cl_inn
KOF_GV	0.45	<b>0.89</b>	-0.33	-0.14	NA	NA
BOF_GV	0.25	0.71	0.11	-0.25	NA	NA
Tot-P_GV	0.47	<b>0.86</b>	-0.11	-0.25	NA	NA
N_GV	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Cl_GV	<b>-0.83</b>	-0.77	NA	<b>0.84</b>	NA	NA

## KORRELASJONSANALYSE RENA

### Rena, prøver samme dag

---

	inn_snitt	KOF_inn	BOF_inn	Tot-P_inn
KOF_GV	0.12	<b>0.58</b>	<b>0.42</b>	<b>0.44</b>
BOF_GV	0.22	<b>0.53</b>	<b>0.33</b>	<b>0.35</b>
Tot-P_GV	0.07	0.13	0.04	0.12

### Rena, prøver med 1 måned tidsforskyvning

---

	inn_snitt	KOF_inn	BOF_inn	Tot-P_inn
KOF_GV	0.03	0.1	-0.03	0.01
BOF_GV	-0.02	0.08	-0.06	-0.07
Tot-P_GV	-0.14	0.18	-0.02	-0.03

### Rena, gjennomsnitt Apr-Jul

---

	inn_snitt	KOF_inn	BOF_inn	Tot-P_inn
KOF_GV	-0.29	0.38	-0.25	-0.06
BOF_GV	-0.18	0.18	-0.5	-0.01
Tot-P_GV	0.05	0.53	0.09	<b>0.76</b>

### Rena, gjennomsnitt Oct-Dec

---

	inn_snitt	KOF_inn	BOF_inn	Tot-P_inn
KOF_GV	0,12	-0,16	-0,34	-0,15
BOF_GV	0,07	-0,16	-0,4	-0,25
Tot-P_GV	0,33	0,21	0,14	0

### Rena, årsgjennomsnitt

---

	inn_snitt	KOF_inn	BOF_inn	Tot-P_inn
KOF_GV	0,37	<b>0,59</b>	<b>0,6</b>	0,2
BOF_GV	0,35	<b>0,53</b>	0,26	0,17
Tot-P_GV	-0,11	0,14	0,05	0,03







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

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway