

Vurdering av hydrauliske forhold og renseevne i eldre jordrenseanlegg for mindre avløp fra husholdninger

Nina Helene Lønmo

Geologi

Hovedveileder: Bjørge Brattli, IGB

Medveileder: Trond Mæhlum, Bioforsk -Jord og miljø

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for geologi og bergteknikk

Sammendrag

Denne masteroppgaven består av tre deler der del en gir en gjennomgang av litteratur knyttet til temaet rundt infiltrasjonsanlegg, del to er en større kartlegging av anlegg i Gjøvik kommune og del tre består av eget feltarbeid med detaljundersøkelser av to infiltrasjonsanlegg i Ås kommune.

Infiltrasjonsanlegg for rensing av avløp fra private husholdninger er ofte den beste løsningen i områder hvor kommunalt ledningsnett ikke finnes, både økonomisk og miljømessig. Hvor godt infiltrasjonsanlegget fungerer avhenger av egenskapene til løsmassene i området og at anlegget er teknisk riktig utformet. Det finnes over 100 000 infiltrasjonsanlegg for mindre avløp (< 35 pe.) i Norge og en grundig forståelse av resemekanismene og levetiden til slike anlegg er nødvendig. Et godt infiltrasjonssystem fjerner total fosfor (tot-P) og organisk stoff (BOF) opp mot 95% og total nitrogen (tot-N) opp mot 50%. Nærmere 100% av bakteriene fjernes. Over tid bygges det opp et biofilter i bunnen av infiltrasjonsarealet. Dette filteret senker den hydrauliske kapasiteten, men er også med på å heve rensesgraden til blant annet total organisk karbon (TOC) og bakterier. Rensing av nitrogen (N) vil generelt være jevn utover driften av anlegget, og senkes ikke med alderen. Fjerning av fosfor (P) kan imidlertid gjøre dette. Det er antatt en levetid på minimum 20-30 år, avhengig av blant annet jordtype og belastning, i forhold til rensing av P. Prosessen med fjerning av P er betraktet som en tofase-prosess. En rask adsorpsjonsprosess fulgt av en saktegående diffusjon inn i porerom og felling av metallfosfat. Adsorpsjon av P ansees som en begrensende prosess i forhold til levetiden til infiltrasjonsanlegget. Adsorpsjon av P har en klar sammenheng med jordkjemien. Flere studier har funnet korrelasjon mellom innhold av jern-, og aluminiumhydroksider og fosforadsorpsjon. Det mulig å finne den øvre grensen for adsorpsjon ved bruk av for eksempel Langmuirs likning, som finner bindingskapasiteten til løsmassene.

Denne oppgaven fokuserer spesielt på renseseffekten for P i eldre anlegg. I tillegg er det sett på en del andre parametere som N og mikrobiologi (Escherichia coli og koliforme bakterier).

1338 anlegg i Gjøvik kommune er kartlagt og tilstandsvurdert. Disse anleggene går inn i en database og er brukt for å gi et generelt bilde av en større mengde anlegg, samt for å få statistiske data. I tillegg er det utført detaljundersøkelser ved to anlegg i Ås kommune. Disse anleggene er henholdsvis 27 og 30 år gamle, som er

i området rundt den antatte levetidsbegrensningen. Anlegg 1 viser gode resultater av jordkjemiprøvene. Innholdet av tot-P nedover i profil under infiltrasjonsanlegget er jevn, mens plantetilgjengelig fosfor (P-AI) synker. N i jorden oppfører seg som forventet med tanke på nitrifikasjon og denitrifikasjon i løsmassene. Anlegg 2 har ingen gode resultater, da prøvetakingsmetoden gir mange feilkilder. Disse kan derfor ikke gi sikre konklusjoner. Begge anleggene viser til gode renseevner når det gjelder mikrobiologi/bakterier. Det er en stor reduksjon i antall bakterier fra nærmest utslippssted til neste punkt, 25 cm vekk. Under feltarbeidet i Ås kommune er det også utført geofysiske undersøkelser ved anleggene.

Konklusjonen fra detaljundersøkelsene i Ås kommune er at anleggene fungerer godt hydraulisk og med hensyn på fjerning av bakterier. God avstand til grunnvann, spesielt i anlegg 1, sikrer mest sannsynlig også god fosforfjerning. Jorden i begge anleggene er jernholdige og i den grad gunstige med tanke på god fosforfjerning. Kornfordelingen i anleggene er også fordelaktige i forhold til infiltrasjonsanleggets renseevne. Om en ser på et større bilde er oppbygning og belastning sammen med type løsmasse viktige parametere for om anlegget fungerer eller ikke. Kun 19 av totalt 1160 infiltrasjonsanlegg i Gjøvik kommune fungerer godt nok med hensyn på rensing av P.

Abstract

This master thesis can be divided into three parts where part one goes through literature on the subject of waste water soil infiltration plants, part two contains a large mapping of several plants in Gjøvik kommune and part three contains field work and thorough survey of two plants in Ås kommune.

Waste water soil infiltration is often the best treatment solution, both economical and environmental, in rural areas without municipal treatment plants. How well an infiltration system works depends on the properties of the soil and that the plant is technically correct designed. There are over 100 000 infiltration plants for small waste water quantities (<35 pe.) in Norway, and a thorough understanding of the purification mechanism and lifetime of these plants is necessary. An optimal working infiltration plant removes $\sim 95\%$ of total phosphorous (tot-P) and organic matter (BOD), and $\sim 50\%$ of total nitrogen (tot-N). Bacterial components are removed by almost 100%. Over time a biofilm develops under the infiltration area. This formation decreases the hydraulic capacity of the plant but increases the removal of e.g. organic carbon (TOC) and bacteria. Removal of nitrogen (N) is assumed to be stable through the lifespan of the plant. Removal of phosphorous (P) will decrease over time. The lifetime of an infiltration plant is expected to be minimum 20-30 years depending on earth type and flow rate among other factors, due to P removal. The process of removing P is a two-step process. A fast adsorption onto particle surface followed by a slower diffusion into pore spaces and precipitation of metal P. The soil chemistry has a clear connection to the amount of P the soil can adsorb. Multiple studies have found a correlation between iron and aluminium hydroxides in the soil and adsorption. Adsorption of P has an upper limit. It is possible to find this upper limit theoretically using e.g. Langmuir equation.

This paper focuses on the treatment efficiency of P in older infiltration plants. Other parameters such as N and microbiology (*Escherichia coli* and coliform bacteria) have also been discussed.

1388 plants in Gjøvik kommune have been mapped and evaluated. These plants were put in a database and used to give a general overview of a large number of plants and to generate statistics. Two plants in Ås kommune have been studied in detail. These plants are 27 and 30 years old, in the range of the anticipated lifetime of infiltration plants. Plant 1 shows good results on the chemistry soil test. The amount of tot-P

in the profile under the infiltration system is unchanged, but the amount of plant available phosphorus (P-AI) decreases. The N behaves as anticipated according to nitrification and denitrification processes in the soil. Plant 2 has poorer results due to source of error in the sampling method. Results from plant 2 cannot be used to estimate conclusions the same way as results from plant 1. Both plants have good results from the microbiological tests with a large reduction of the amount of bacteria from near the discharge point to 25 cm under the discharge point. Geophysical surveys were done as an addition under the field period in Ås kommune.

From the thorough survey in Ås kommune it seems that both plants work hydraulically and according to removal of bacteria. Long distance to ground water, especially in plant 1, is likely to ensure good removal of P. The soil in both plant 1 and 2 is in principle good for infiltration because of high iron concentration and good grain size distribution. In a larger perspective the construction of the plant and flow rate together with type of sediment is the most important parameters for a working infiltration plant. Only 19 of 1160 infiltration plants in Gjøvik kommune work sufficient due to P removal.

Forord

Denne masteroppgaven er utført ved institutt for geologi og bergteknikk, NTNU i samarbeid med Bioforsk Jord og miljø, på Ås, som også har stått for finansieringen av feltarbeidet . Det er i oppgaven brukt data samlet inn av flere studenter, inkludert meg selv, for Asplan Viak AS sommeren 2010. I tillegg er data innhentet under feltarbeid i samarbeid med Bioforsk i forbindelse med oppgaven i perioden september-oktober 2011.

Jeg vil takke min veileder Bjørge Brattli ved institutt for geologi og bergteknikk, IVT, NTNU for gode råd og tilbakemeldinger. Trond Mæhlum, Bioforsk, har vært ekstern veileder på prosjektet, og har vært til god hjelp når det gjelder utarbeidelse av oppgaven og veiledning underveis. Feltarbeidet hadde ikke vært mulig uten planlegging og utføring i samarbeid med Gro Eggen ved Bioforsk. Jeg vil også takke Esther Bloem for opplæring i de geofysiske målingene og prosessering av rådataene fra målingene.

I tillegg vil jeg takke alle på lesesalen for godt humør og inspirasjon under skrivingen av denne oppgaven. Og min samboer Tor Inge for hjelp i forbindelse med programvaren som er brukt.

Nina H. Lønmo

Nina H. Lønmo

Innhold

Sammendrag	I
Abstract	III
Forord	V
1 Innledning	1
2 Teori	5
2.1 Infiltrasjonsanlegg	5
2.2 Renseevne	7
2.2.1 Løsmassenes egnethet som rensedium	9
2.2.2 Mekanisk rensing	13
2.2.3 Kjemisk rensing	13
2.2.4 Biologisk rensing	18
2.2.5 Biofilm	20
3 Metoder	25
3.1 Geofysiske undersøkelser	25
3.2 Jordkjemiske undersøkelser	27
3.3 Kornfordelingsanalyse	28
3.4 Mikrobiologiske undersøkelser	28
3.5 Områdebeskrivelse	28
3.5.1 Gjøvik kommune	29
3.5.2 Ås kommune	30
4 Resultater	37
4.1 Geofysikk	37
4.2 Jordkjemi	39
4.3 Kornfordelingsanalyse	49
4.4 Mikrobiologi	51
4.5 Data fra Gjøvik	52
4.6 Data fra NAT-programmet, anlegg 2	55
5 Diskusjon	57
5.1 Geofysikk	57

5.2	Jordkjemi	58
5.3	Kornfordelingsanalyse	61
5.4	Mikrobiologi	62
5.5	Generell diskusjon	63
6	Konklusjon	67
7	Videreføring av arbeidet	69
8	Referanser	71
	Vedlegg	77
A	Løsmassekart Gjøvik kommune	78
B	Registreringsskjema Gjøvik	79
C	Løsmassekart Ås kommune	80
D	Anlegg 1	81
	D.1 Resistivitetmålinger	81
	D.2 Bilder fra anlegg 1	83
E	Anlegg 2	84
	E.1 Resistivitetmålinger	84
	E.2 Lagdeling i sjakt C	86
	E.3 Bilder fra anlegg 2	87
F	Analyserapport fra ALS Laboratory Group Norway AS	89
	F.1 Jordkjemi	89
	F.2 Kornfordeling	115
G	Analyserapport fra analyse av E. coli og KB	116

Figurer

1	Ulike plasseringer av infiltrasjonsanlegg i terrenget.	5
2	Prinsipptegning av infiltrasjonsanlegg sett i profil med slamavskiller, pumpekum og infiltrasjonsgrøft.	7
3	Oppbygning av infiltrasjonsgrøft etter dagens normer.	7
4	Renseprosesser i jord.	8
5	Plassering av Md/So avgjør om jordarten er brukbar.	10
6	Kornfordelingsdiagram; tre jordarter (kurve A, B og C) med samme middelkornstørrelse.	11
7	Fosforkretsløpet.	15
8	Fordeling av fosfatspesier som en funksjon av pH for et system som inneholder $10^{-2}M$ TOT- PO_4	16
9	Løsmassens evne til å holde på fosfatopp mot pH.	16
10	Nitrogenkretsløpet i jord.	19
11	Infiltrasjonsrate for avløpsvann (I_w) som en funksjon av tid. B viser to ulike belastninger, mens L_t viser tilhørende levetid av anlegget. . .	21
12	Sammenheng mellom hydraulisk konduktivitet og fuktighetspotensialet (matrikspotensialet).	22
13	Wenner konfigurasjon på elektrodene; alle elektrodene har samme innbyrdes avstand a.	25
14	Resistivitetmålinger er gjort med Syscal-instrument.	26
15	Måling av resistivitet i grunnen, Syscal-instrument og ledninger. . . .	26
16	Oppgraving av anlegg 1.	27
17	Løsmassekart over anlegg 1, med geofysikklinjer.	31
18	Økonomisk kart over anlegg 1, ekvidistanse 1m.	31
19	Prøvetakingsposisjon i sjaktene. Avstanden til kontrollhull er forskjellig fra sjakt A og B.	32
20	Svart lag under infiltrasjonsrør.	32
21	Oppbygning av anlegg 2.	33
22	Detaljert kart over anlegg 2, fra Bioforsk sin service på anlegget. . . .	34
23	Løsmassekart over anlegg 2, med geofysikklinjer.	35
24	Økonomisk kart over anlegg 2, ekvidistanse 1m.	35
25	Modell fra resistivitetmålinger av anlegg 1.	38
26	Modell fra resistivitetmålinger av anlegg 2.	38
27	Total konsentrasjon av P, Fe, Ca, Mg og Mn i anlegg 1.	42

28	Total konsentrasjon av P, Fe, Ca, Mg og Mn i anlegg 2.	43
29	Lett plantetilgjengelig P, Ca, Mg, Na og K i anlegg 2.	43
30	Lett plantetilgjengelig P, Ca, Mg, Na og K i anlegg 1.	44
31	Forhold mellom organisk nitrogen, ammonium og nitrat i anlegg 1 og 2.	46
32	Nitrogen nedover i profilet i anlegg 1 og 2.	47
33	Total nitrogen i begge anlegg; Tot-N = $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ + organisk nitrogen.	48
34	Forhold mellom TOC og NO_3^- i anlegg 1 og 2.	48
35	Kornfordelingsdiagram fra anlegg 1.	49
36	Kornfordelingsdiagram fra anlegg 2.	49
37	Resultat av E. coli og KB analyser fra Sjakt A og B (anlegg 1). . . .	51
38	Fordeling av KB og E. coli i sjakt C, linje 1 (anlegg 2).	52
39	Kartlagte data fra registreringen av anlegg i Gjøvik.	53
40	Kornfordelingsdiagram for anlegg 2: Lokalitet 2 (kurve 1), prøvedyp 0,7-1,1m og lokalitet 3 (kurve 2), prøvedyp 0,4-0,9.	56
41	Kornfordelingsdiagram av en typisk israndavsetning.	61

Tabeller

1	Forurensning per person fra en husholdning per dag.	9
2	Resipientegenskaper for ulike typer løsmasser.	13
3	Typiske resistivitetsverdier for løsmasser.	27
4	Oversikt over sjakter og prøvehull.	39
5	Oversikt over prøveverdier (mg/kg TS) i sjakt A og B.	40
6	Mengde P i de ulike prøvestedene i forhold til kontrollhullet i sjakt A, B og C.	40
7	Hvor stor andel, i %, av tot-P som finnes som P-Al i sjakt A, B og C.	41
8	Kartlagte data med begrunnelse av plassering i grupper.	53
9	Estimerte data ut fra datagrunnlaget i de registrerte anleggene. . . .	54
10	Antall anlegg bygget i 1980 og 1985 fordelt i ulike infiltrasjonsklasser.	54
11	Antall anlegg i hver klasse fordelt etter areal på spredegrøft.	54
12	Antall anlegg i hver klasse fordelt etter løsmassenes egnethet til infil- trasjon.	54
13	Data samlet inn under NAT-programmet i 1993-97.	55
14	Gjennomsnittlige verdier i pumpekum, 1 meter fra filter, 8 meter fra filter og drenering.	56
15	Gjennomsnittsverdier for plantetilgjengelige næringsstoffer i Ås kom- mune.	59

1 Innledning

Bakgrunnen for denne oppgaven er et stort behov for undersøkelser rettet mot infiltrasjonsanlegg i drift. Det er gjennomført en rekke laboratorieforsøk innen de ulike prosessene som skjer i et infiltrasjonsanlegg og som kan bidra til dårligere funksjon av anlegget, blant annet dannelse av biofilm og begrenset fosforadsorpsjon. Det er lite forskning rundt anlegg som har vært i bruk over lengre tid. EUs vanddirektiv fra 2000 skal sikre “beskyttelse og bærekraftig bruk av vannmiljøet, og om nødvendig iverksette forebyggende eller forbedrende miljøtiltak for å sikre miljøtilstanden i ferskvann, grunnvann og kystvann”. Vannforskriften sikrer dette gjennom norsk lov (Direktoratet for naturforvaltning 2012). Dette direktivet og forskriften pålegger kommunene i Norge til å ha oversikt over mulige forurensningskilder, der ufungerende infiltrasjonsanlegg inngår. Fokuset på infiltrasjonsanlegg har derfor blitt større i de senere årene, og mange kommuner har drevet kartlegging av private avløpsanlegg. Det er viktig å få et bedre grunnlag for å kunne vurdere renseevnen til infiltrasjonsanlegget.

Denne oppgaven har som mål å se på de hydrauliske egenskapene og renseevnen til eldre infiltrasjonsanlegg for avløpsvann fra private husholdninger, <35 personer(pe.). Problemstillingen kan framstilles som: “Hvor godt fungerer et infiltrasjonsanlegg etter flere års drift?”. Det er hevdet at et infiltrasjonsanlegg har en levetid på 20-30 år. Oppgaven skal vurdere om dette er en sann påstand. Hovedfokuset har vært å se på endringer i jordkjemien og vurdere renseevnen som følge av dette. Det er forventet en endring i de jordkjemiske parameterene både mellom prøvehull og kontrollhull, og nedover i profilet i de enkelte prøvehullene. Problemstillingen er funnet i samarbeid med Bioforsk Jord og miljø (Ås), og det er utført geofysiske, jordkjemiske og mikrobiologiske undersøkelser i samarbeid med forskningsinstituttet.

Oppgaven kan grovt sett deles inn i tre deler; en litteraturdel (teori), en analysedel hvor det er sett på undersøkelser av et stort antall anlegg i Gjøvik kommune og feltarbeid med detaljundersøkelse av to anlegg i Ås kommune.

I litteraturdelen er det sett på tidligere undersøkelser av infiltrasjonsanlegg og renseprosessene som inngår. Det er i Norge utført lite nye studier, og flesteparten av artiklene er fra 80-tallet. Temaet i oppgaven er interessant i en skandinavisk og internasjonal sammenheng siden infiltrasjonsanlegg er gunstig både økonomisk og miljømessig. Det er gjort flere undersøkelser i USA og Australia. Disse undersøkelser-

ne dreier seg i første omgang om spesifikke deler av renseprosessen i anleggene. Det er funnet svært få totalundersøkelser av infiltrasjonsanlegg som renseløsning. Rapportene som er lest er satt sammen for å gi innblikk i teorien bak et infiltrasjonsanlegg og hvordan renseprosessene fungerer.

For å få et bilde av den generelle levetiden til infiltrasjonsanlegg er det sett på et større antall anlegg i Gjøvik kommune. Asplan Viak AS hadde sommeren 2010 et kartleggingsprosjekt for Gjøvik kommune. 1440 anlegg ble kartlagt og en tilfredsstillende tilstandsvurdering ble gjennomført på 1388 av disse anleggene. Kartleggingen og tilstandsvurderingen ble utført av studenter, inkludert undertegnede. Dataene samlet inn i denne undersøkelsen er gitt til undertegnede for fritt bruk i denne masteroppgaven.

Feltarbeidet er gjennomført sammen med Gro Eggen fra Bioforsk. Detaljundersøkelser er utført på to anlegg i Ås kommune. De er anonymisert etter ønske fra anleggseiere. Anleggene som er undersøkt er i alderen rundt 30 år, og er dermed forventet å ha redusert renseevne. Undersøkelsene ble utført i løpet av to feltperioder høsten 2011. I første feltperiode ble det tatt geofysiske målinger av ledningsevnen i grunnen. Det er tenkt at geofysiske målinger kan brukes til nøyere undersøkelser av anleggets hydrauliske funksjonalitet, og målingene gjort til denne oppgaven er å regne som en testkjøring for å se om metoden er brukbar. Dataene er ikke brukt til noe mer enn som et grunnlag for å lokalisere plassering av anlegget i denne oppgaven.

I andre feltperiode ble anleggene gravd opp ved hjelp av gravemaskin, og det ble tatt prøver for analyse av ulike stoffer i jorden. Det er analysert for:

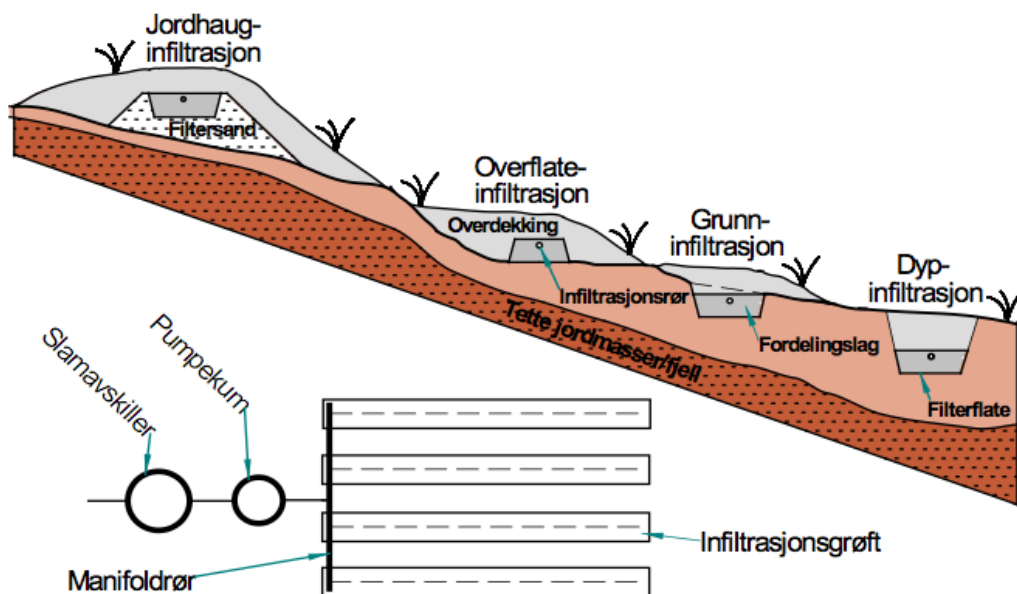
- Plantetilgjengelige forbindelser av P i tillegg til Ca, Mg, Na og K
- Nitrogen (NO_3^- , NH_4^+ og Kjeldahl-N)
- Total organisk karbon
- Ulike elementer (total mengde P, Fe, Ca, Mg, Mn med fler)
- Mikrobiologi (Koliforme bakterier og *Escherichia coli*)

Jordkjemi-prøvene fra de to anleggene sammenlignes innbyrdes og med litteraturen for å kunne si noe om renseevnen til anleggene. Det er i hovedsak studert innhold og fordeling av fosfor (P) i infiltrasjonsområdet. P blir sett i sammenheng med innhold av jern (Fe), magnesium (Mg) og kalsium (Ca) i jorden. Det er også sett på nitrogeninnhold. Det er valgt å studere P da dette er et plantenæringsmiddel som lett

kan skape eutrofiering av overflatevann, og fjerning av P fra avløpsvannet er antas å være begrenset. De mikrobiologiske analysene er ikke analysert grundig, men er tatt med fordi disse parameterene er en viktig forurensningskilde tilknyttet grunnvannsbrønner i områder med infiltrasjonsanlegg. Analysene er gjort av et eksternt laboratorium, mens alt av tolkninger og framstillinger er gjort av undertegnede.

2 Teori

2.1 Infiltrasjonsanlegg



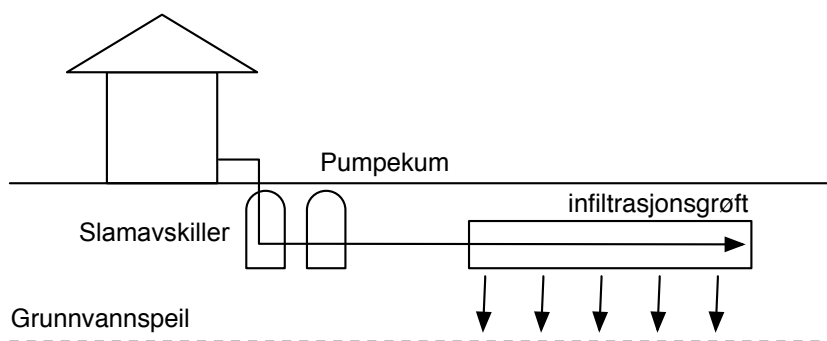
Figur 1: Ulike plasseringer av infiltrasjonsanlegg i terrenget, hentet fra Mæhlum et al. (2010).

Infiltrasjonsanlegg er den rimeligste og ofte den miljømessige beste løsningen for avløpsvann i spredt bebyggelse der grunnforholdene ligger til rette, og det finnes over 100 000 infiltrasjonsanlegg for mindre avløp (<35 pe.) i Norge (Mæhlum, Køhler, Jenssen & Hensel 2010). Renseprosessene som er forbundet med adsorpsjon og/eller felling, som for eksempel fjerning av P, vil ha en begrensning av levetid avhengig av bindingskapasiteten og volumet av jorden. Den “biologiske” levetiden, eksempelvis fjerning av organisk materiale og nitrogen (N), kan være ubegrenset (Jenssen & Siegrist 1990). Så lenge anlegget fungerer hydraulisk er det ventet at de biologiske renseprosessene er intakte (Palm, Elmfors, Moraeus, Nilsson, Persson, Ridderstolpe & Eveborn 2012). Den forventede levetiden til norske infiltrasjonsanlegg med god hydraulisk konduktivitet er antatt å være 30-40 år (Jenssen, Jonasson & Heistad 2006). Siegrist, Tyler & Jenssen (2000) oppsummerer en del studier gjort av hydraulisk levetid av infiltrasjonsanlegg, der resultatene varierer fra 11 til over 30 år. I Norge ble det i løpet av 1993-98 utført et forskningsprogram (Naturbasert

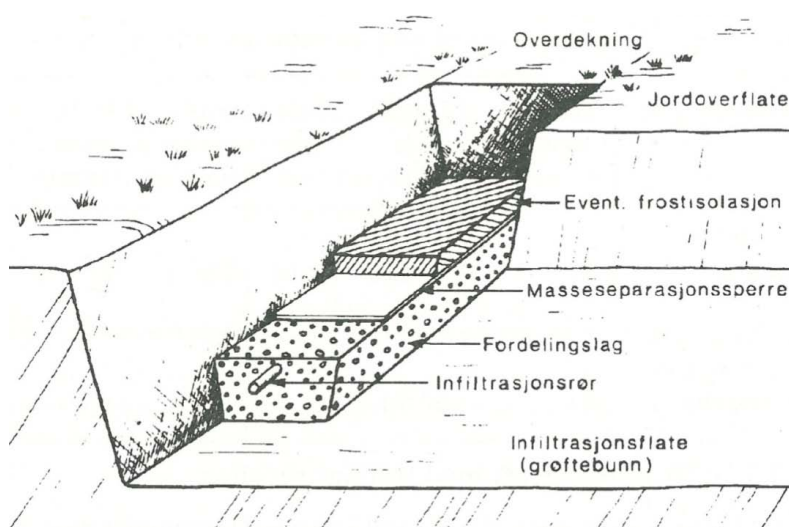
avløps-teknologi, NAT-programmet) med målsetning om å få bedre forståelse av rensforholdene i norske løsmasser, og bekrefte og eventuelt forbedre dimensjoneringsnormen for anleggene (Westby, Køhler, Ausland, Westlie & Rasmussen 1997).

Det er ulike måter å bygge et infiltrasjonsanlegg på (figur 1) i forhold til beliggenheten i terrenget. Hvor anlegget plasseres bestemmes hovedsakelig av avstand til grunnvann, tette masser eller fjell. Eldre anlegg ligger gjerne dypt, blant annet for å hindre frost i anlegget. Det finnes dokumentasjon fra flere land som viser at anleggene ikke trenger å ligge frostsikkert (Palm et al. 2012), og dagens anlegg legges så grunt som mulig. Grunnere beliggenhet i profilet gir bedre rensing på grunn av mer oksygen og lenger avstand til grunnvann. Selve oppbygningen av det tekniske i anleggene er likt for alle tilfellene. Det er utarbeidet retningslinjer for utbygging av nye infiltrasjonsanlegg, slik at anleggene er sikret en viss kvalitet (Mæhlum et al. 2010, Finnesand & Tuseth 2000). En god og kortfattet oversikt over arbeidet som inngår i dimensjoneringsprosessen finnes i Miljøblad nr. 9 (Norsk Rørsenter 2003).

Selve anlegget består av en slamavskiller der hoveddelen av det faste stoffet og sedimenterbart materiale blir holdt igjen, og et filter/infiltrasjonsgrøft der avløpsvannet infiltreres i stedege masser i grunnen (figur 2). Selve infiltrasjonsgrøften består etter dagens normer av et infiltrasjonsrør liggende øverst i et fordelingslag, for eksempel av pukk. Over dette ligger en filterduk for å hindre jord å trenge inn i fordelingslaget. Øverst er det ofte et lag av isopor for frostisolasjon under et lag av jord. Se oppbygning i figur 3. Mellom slamavskilleren og infiltrasjonsområdet er det gjerne en fordelingskum eller en pumpekum. Dagens anlegg konstrueres med en pumpekum for å få støtvis belastning langs hele grøften, slik at avløpsvannet blir jevnt distribuert gjennom hele rensarealet. Dette minsker sjansen for feil på anlegget i form av igjentetting av infiltrasjonsrøret. Eldre anlegg er gjerne laget med en eventuell fordelingskum og infiltrasjonsrør med naturlig fall.



Figur 2: *Prinsipp tegning av infiltrasjonsanlegg sett i profil med slamavskiller, pumpekum og infiltrasjonsgrøft.*

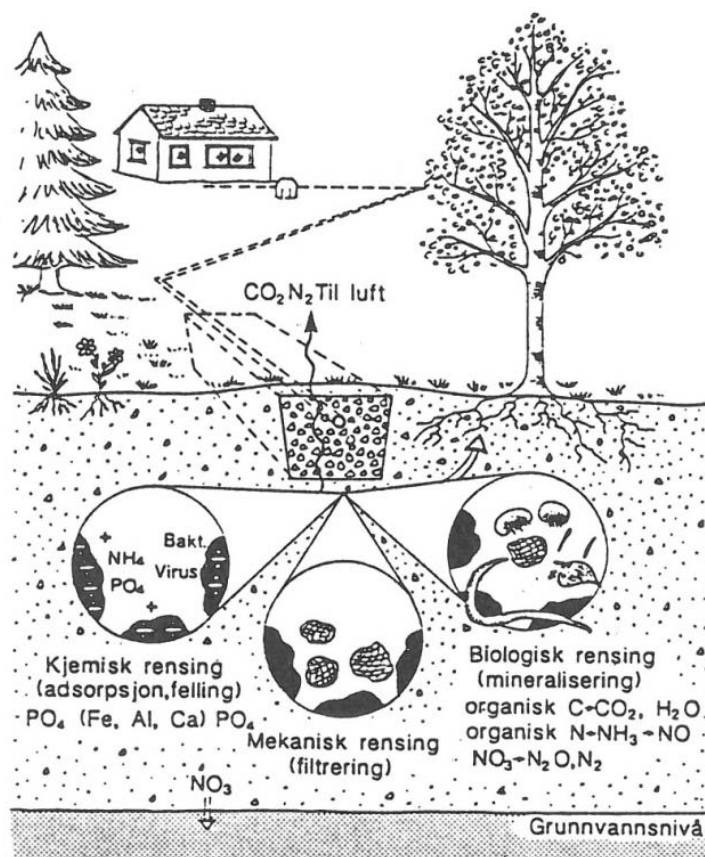


Figur 3: *Oppbygning av infiltrasjonsgrøft etter dagens normer, hentet fra Mæhlum et al. (2010).*

2.2 Renseevne

Jord er i utgangspunktet et godt rensemiddel. Det skjer både mekanisk, kjemisk og biologisk rensing (figur 4) på lik linje med kommersielle renseanlegg med primær, sekundær og tertiær rensing. Forskjellen mellom et jordrenseanlegg og et kommersielt anlegg er at i jorden skjer alle renseprosessene samtidig (Westby et al. 1997). Jordens evne til å rense avløpsvannet avhenger av en rekke ulike faktorer som hydraulisk kapasitet og sammensetning av jord og avløpsvann. Det er intrikate prosesser, og alle er ikke fullstendig forstått (Beal, Gardner & Menzies 2006, Dawes & Goonetilleke 2006). Spesielt er påvirkningen av biofilm, som bygges opp i bunnen av infiltrasjonsgrøften, lite forstått. Dette vil bli diskutert nærmere i kapittel 2.2.5. Effektiviteten av

rensprosessen er også avhengig av anleggets design, og eventuelt forbehandling av avløpsvannet (Burkhard, Deletic & Craig 2000).



Figur 4: Rensprosesser i jord, hentet fra Mæhlum et al. (2010).

Mengden avløpsvann som tilføres anlegget må være mindre enn den maksimale belastningen jorden i infiltrasjonsområdet tåler (hydraulisk kapasitet). En ønsker ikke en stigning av grunnvannspeilet da oppholdstiden for avløpsvannet i umettet sone bør være så lang som mulig. Avstanden til grunnvann må være minimum 50 cm for at tilstrekkelig rensing skal oppnås (Mæhlum et al. 2010).

En kan forvente en renseseffekt opp mot 95% av total fosfor (tot-P) og organisk stoff/biologisk oksygenforbruk (BOF₅), 50% for total nitrogen (tot-N) og 99,99% for termotolerante bakterier (TKB) (Hensel 2011). Dette er godt innenfor kravene fra myndighetene om rensing av avløpsvann. Forurensningsforskriften av 2004, kapittel 12, §12-8 (Miljøverndepartementet 2004) sier:

“Sanitært avløpsvann med utslipp til følsomt og normalt område, jf. vedlegg 1 punkt 1.2 til kapittel 11, skal minst etterkomme:

- a) 90% reduksjon av fosfor og 90% reduksjon av BOF_5 dersom det foreligger brukerinteresser i tilknytning til resipienten,
- b) 90% reduksjon av fosfor og 70% reduksjon av BOF_5 for resipienter med fare for eutrofiering hvor det ikke foreligger brukerinteresser, eller
- c) 60% reduksjon av fosfor og 70% reduksjon av BOF_5 dersom det verken foreligger brukerinteresser eller fare for eutrofiering.

Renseeffekten skal beregnes som årlig middelværdi av det som blir tilført renseanlegget.”

Det kan vises at husholdningsavløp i Norge ligger på omtrent 150 l/pers. × døgn, og innholdet av forurensningskilder kan sees i tabell 1.

Stoff	mengde (g/pers. × døgn)
Biologisk oksygenforbruk, BOF_5	60
Tot-P	1,8
Tot-N	12
Suspendert stoff, SS	70

Tabell 1: Forurensning per person fra en husholdning per dag (Ødegaard, Rusten, Storhaug & Paulsrud 2009).

2.2.1 Løsmassenes egnethet som rensemedium

Hvor god en jordart er som rensemedium avhenger av egenskapene til jordarten. Viktige faktorer er hydraulisk konduktivitet og infiltrasjonskapasitet, begge avhengig av permeabiliteten til jorden. Fysiske egenskaper som kornstørrelse og sortering er faktorer som påvirker permeabiliteten. En kan på generelt grunnlag si at økende kornstørrelse medfører økende permeabilitet. En godt sortert jordart vil også ha større permeabilitet enn en dårlig sortert jordart (Jenssen 1983). I tillegg kommer jordens kjemiske og mineralogiske egenskaper.

Den hydrauliske kapasiteten i de fleste norske jordarter (morene) er ofte begrensende når det gjelder belastning av anlegget (Jenssen & Siegrist 1991). Det er derfor viktig å utføre grundige undersøkelser for å finne ut om jordarten egner seg, da det er store lokale variasjoner. Det er viktig at grunnvannet ikke stiger for mye under infiltrasjonsanlegget, slik at avløpsvannet får nok tid til å bli rensset i umettet sone. Den viktigste delen av renseprosessen foregår i den umettede sonen mellom bunnen av infiltrasjonsgrøften og grunnvannspeilet. Dette er fordi rensingen er mer effektiv

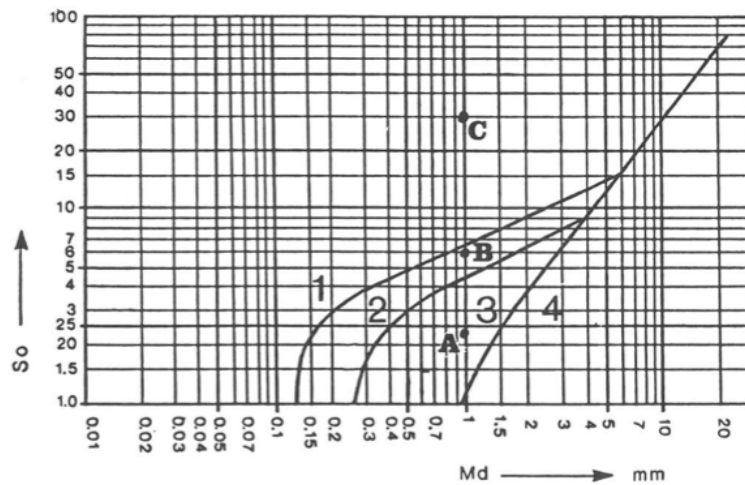
og fullstendig under aerobe (med oksygen) forhold. I finkornede jordarter og enkelte morenejordarter kan grunnvannet stige flere meter grunnet infiltrasjon (Siegrist et al. 2000).

Hydraulisk konduktivitet (K) beskriver strømming i løsmassen, og er avhengig av porositeten i løsmassen og strømmingsegenskapene til væsken. Likning 1 viser sammenhengen mellom hydraulisk konduktivitet og permeabilitet (k), hvor μ er viskositet, g tyngdeakselerasjon, ρ væskens tetthet.

$$K = k \left(\frac{\rho g}{\mu} \right) \quad [m/s] \quad (1)$$

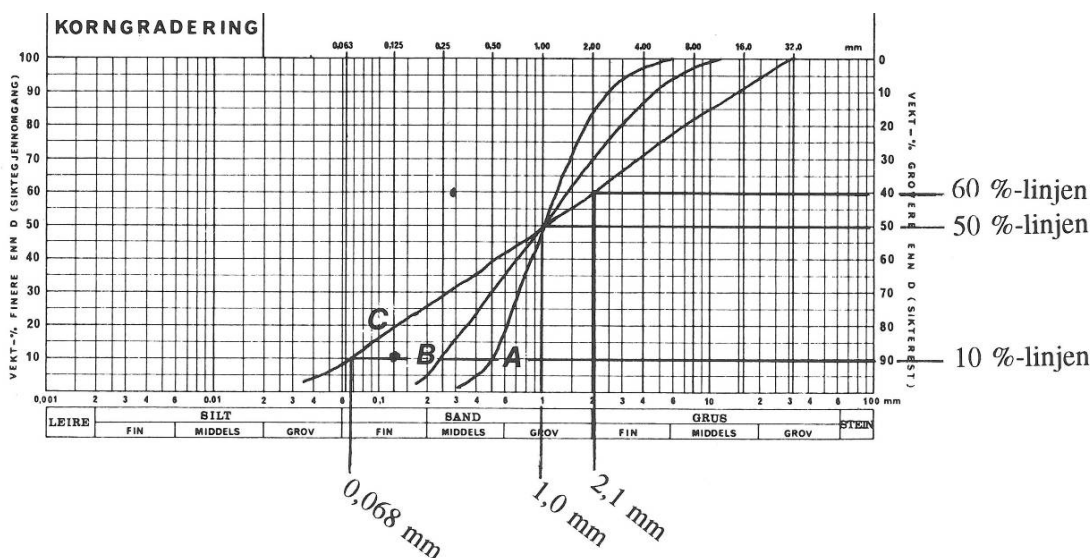
Den hydrauliske konduktiviteten bestemmes i felt ved en infiltrasjonstest eller beregnes med Hazens formel (likning 2) som tar utgangspunkt i kornfordelingen. Om jordarten har en sortering med $d_{60}/d_{10} > 5$ bør ikke denne formelen brukes.

$$K = 1000 \times d_{10}^2 \quad (2)$$



Figur 5: Plassering av Md/So avgjør om jordarten er brukbar (Mæhlum et al. 2010).

For å dimensjonere et infiltrasjonsanlegg kan et infiltrasjonsdiagram (figur 5) brukes. Jordarten blir plottet i diagrammet i forhold til middelkornstørrelse ($Md = d_{50}$) og sortering ($So = d_{60}/d_{10}$) fra et kornfordelingsdiagram (figur 6). Punktene A, B og C i figur 5 er hentet fra eksemplene i kornfordelingsdiagrammet.



Eksempel, kurve C: $d_{10} = 0,068$ mm
 $d_{50} = Md = 1,0$ mm
 $d_{60} = 2,1$ mm
 $So = d_{60}/d_{10} = 2,1/0,068 = 30,9$

Figur 6: Kornfordelingsdiagram; tre jordarter (kurve A, B og C) med samme middekkornstørrelse (Mæhlum et al. 2010).

Jenssen (1986b) og Jenssen et al. (2006) beskriver de ulike gruppene i diagrammet. I gruppe 1 finner en løsmasser med innhold av leire og silt, og med dårlig sortering. Gjerne morene og marine sedimenter. Løsmassene som havner i denne gruppen egner seg dårlig til infiltrasjon. Gruppe 2 består av sorterte, finkornede løsmasser hvor hydraulisk kapasitet vanligvis ikke er et problem i forhold til å anlegge et infiltrasjonsanlegg. Dette kan dreie seg om glasifluviale og fluviale sedimenter. En kan belaste et anlegg i denne gruppen med $2,0$ cm/døgn (20 liter/ m^2). I gruppe 3 havner de fleste sorterte avsetningene med middels til grov sand. Disse har også som avsetningene i gruppe 2 gjerne fluvial eller glasifluvial opprinnelse. Belastningen i gruppe 3 kan være opp mot $4,0$ cm/døgn (40 liter/ m^2). I gruppe 2 kan en forvente 100% rensing av parasitter i mettet strømming, selv før et biofilter har etablert seg. Gruppe 3 klarer kun å fjerne parasitter under umettet strømming (Jenssen & Siegrist 1991). I gruppe 4 er løsmassene gjerne dårlig sortert med kornstørrelser større enn grus. Den hydrauliske kapasiteten er derfor meget stor, og massene har liten renseseffekt. Om løsmassene inneholder mye sand og grus (gruppe 2, 3 og 4) bør det gjennomføres korngraderingsprøver for å dimensjonere anlegget. Om løsmassene faller inn i

gruppe 1 bør det tas en infiltrasjonstest. I grensene mellom gruppe 1 og 2 samt 1 og 4 bør det både tas jordprøver til kornfordeling og utføres en infiltrasjonstest for å sikre riktig dimensjonering. For løsmassene som havner i gruppe 2, 3 eller 4 er korngraderingskurven den dimensjonerende faktoren (Mæhlum et al. 2010).

Løsmassene i Norge, særlig på Østlandet, består i hovedsak av relativt tykke lag med morene fra siste istid (Jenssen 1986a). Morenejord kan karakteriseres som kompakt og dårlig sortert noe som medfører lav hydraulisk konduktivitet og dermed dårlige egenskaper i forhold til rensemedium. Det er også vanlig at grunnvannet står høyt i perioder med mye nedbør. Men det finnes mange ulike morenemateriale og enkelte er bedre enn andre. Det er viktig å huske på de lokale forskjellene slik at grunnundersøkelser alltid gjennomføres før en dimensjonerer et infiltrasjonsanlegg. (Mæhlum et al. 2010, Jenssen 1983) beskriver morenetypene og andre løsmassers egnethet for infiltrasjon. Egenskapene er oppsummert i tabell 2.

Bunmorene er generelt dårlig egnet til infiltrasjon med hensyn til infiltrasjonskapasitet siden massene gjerne er dårlig sortert og hardt pakket. Grunnvannet har også en tendens til å stå høyt i slike avsetninger.

Ablasjonsmorene er bedre egnet når det gjelder hydrauliske egenskaper på grunn av mindre finstoff og løsere pakning. Det lave finstoffinnholdet gjør imidlertid at renseevnen kan være lav.

Randmorene har gjerne lav hydraulisk ledningsevne og mektigheten er ofte en begrensende faktor. Ellers likner massene på bunmorene.

Glasifluviale avsetninger har oftest gode hydrauliske egenskaper siden løsmassene består av godt sortert sand og grus, samt at grunnvannsnivået ofte ligger dypt. Sandavsetninger har som regel god renseevne mens grusavsetninger renser noe dårligere.

Fluviale avsetninger som rensemedium er ofte påvirket av grunnvannstanden. Den kan i perioder stå høyt, i sammenheng med vannføring i elven. Avsetningen egner seg derfor dårligere som rensemedium enn glasifluviale avsetninger.

Strandavsetninger er preget av lagdelte, godt sorterte masser. Med god mektighet kan disse avsetningene ha en god hydraulisk kapasitet. Sammen med kornfordelingen (silt til grus) gjør dette at massene er relativt brukbare som rensemedium.

Marine avsetninger er ikke egnet som rensemedium grunnet lav permeabilitet. Renseevnen til løsmassene er derimot meget god.

Forvittringsjord har god renseevne siden massene inneholder et høyt nivå av forvittringsprodukter som oksider og hydroksider av Fe, aluminium (Al) og Ca. De hydrauliske egenskapene er begrensende.

Løsmasse	Renseevne	Infiltrerbarhet	Hydraulisk kapasitet
Morene	+++	+(-)	+(-)
Glasifluvial	+	+++	+++
Fluvial	-/+	++	+
Strandavsetning	+	++	++
Marin avsetninger	+++	-	?
Forvittringsjord	+++	++	+
+++ svært bra, - mindre bra/uegnet, -/+ lokale variasjoner			

Tabell 2: Resipientegenskaper for ulike typer løsmasser (Mæhlum et al. 2010).

2.2.2 Mekanisk rensing

Den mekaniske rensingen i jorden tilsvarende jordens evne til å filtrere avløpsvannet. Rensingen avhenger av jordens porestruktur, som igjen er avhengig av kornfordelingen i jorden. Store korn gir større porer og mindre renseevne da større og flere partikler slipper gjennom. Etter hvert som jorden mottar avløpsvann kan porene tettes igjen av partikler i avløpsvannet, noe som kan føre til mekanisk igjettning.

2.2.3 Kjemisk rensing

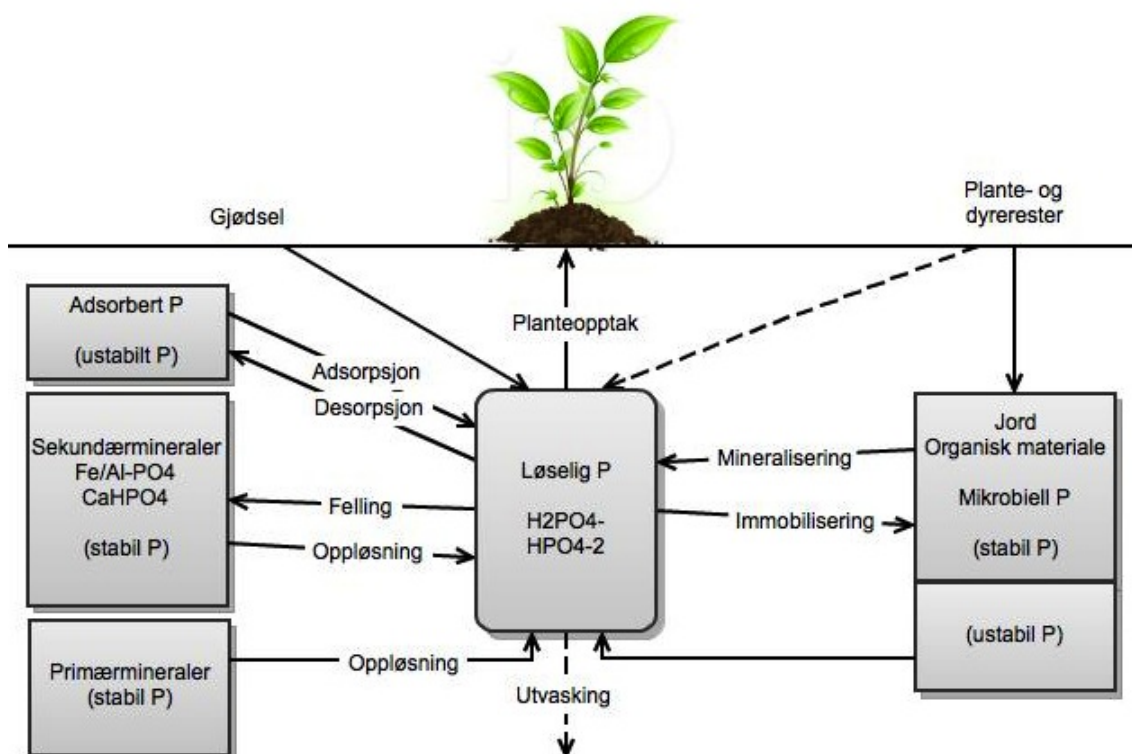
Kjemisk rensing i kommersielle renselanlegg er stort sett beregnet for fjerning av P. Det er også dette som er hovedprinsippet i infiltrasjonsanlegg. Den kjemiske rensingen i jord avhenger av kontaktarealet mellom jord og vann, samt kjemien på jordpartiklens overflate. Små korn er i denne sammenhengen gunstig på grunn av deres store spesifikke overflate. Det er også bra med Fe-, og Al-oksider, hydroksider,

kalsiumforbindelser eller leirmineraler, siden disse forbindelsene påvirker opptaket av P (Westby et al. 1997). Den kjemiske rensingen avtar over tid, fordi jordens evne til å etablere kjemiske bindinger med avløpsvannet er begrenset.

Fosfor: Fjerning av P fra avløpsvannet er en viktig del av renseprosessen. P er et viktig plantenæringsstoff, men i for store mengder er det en forurensningskilde og kan føre til stor algeoppblomstring i overflatevann (Spiteri, Slomp, Regnier, Meile & Van Cappellen 2007). Det kreves svært lave konsentrasjoner av P for å stimulere til algevekst ($\sim 30\mu\text{g}/\text{l}$), og det kan være rundt 300 ganger så stor konsentrasjon i avløpsvann (Zurawsky, Robertson, Ptacek & Schiff 2004). P er en nødvendig komponent i alt liv men kan i enkelte tilfeller gi helseskader. P fra avløpsvann utgjør likevel ingen direkte helserisiko. Det er derfor nødvendig med god rensing av P, først og fremst av hensyn til vannkvalitet og økosystemene i overflatevann. Oppblomstring av alger og eventuelt toksiske cyanobakterier er uønsket også i forhold til menneskelig aktivitet i vannene. McCray, Kirkland, Siegrist & Thyne (2005) har gått gjennom data fra avløpsvann i USA fra 1970-tallet til i dag. Funnene deres viser en nedgang i fosfatinholdet i avløpsvannet. Dette har mye med en avtakende trend i bruk av fosfat i vaskemidler. I Norge brukes det svært lite fosfat i vaskemidler, så hovedvekten av P i avløpsvannet kommer via utslipp fra toalettet. I følge statistisk sentralbyrå er normalt utslipp 1,6 gram P per person per døgn (Berge & Mellem 2010).

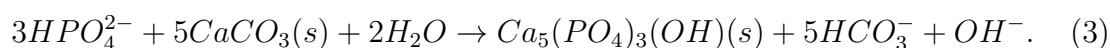
Fosforkretsløpet i jord er komplekst og innebærer en rekke reaksjoner vist i figur 7. Fjerning av P fra avløpsvannet skjer i hovedsak via sorpsjon. Denne prosessen inkluderer absorpsjon (løst stoff trenger inn i et annet), adsorpsjon (løst stoff binder seg på mineraloverflaten) og ionebytte (ioner i løsningen byttes ut med ioner på mineraloverflaten) (Brattli 2009). Disse prosessene er styrt av jordens kjemi, pH, redoksforhold og egenskapene til adsorbenten (stoff som adsorberes) og adsorbatet (materialet som adsorbenten festes på). Det er funnet en klar relasjon mellom mineralogi og rensegrad (Gill, O’Luanaigh, Johnston, Misstear & O’Suilleabhain 2009). Sakadevan & Bavor (1998) testet fosforadsorpsjon i ulike jordarter og fant at denne mekanismen er forbundet med hydroksider av Fe og Al. Disse funnene har samme konklusjon som blant annet Zurawsky et al. (2004) og Hu, Zhang, Huang, Dahab & Surampalli (2005). Fosfat adsorberes gjerne til Fe- eller Al-mineraler som for eksempel gibbitt og goethitt (Sparks 2003, Hvatum 1976).

75-100% av P i avløpsvann finnes som ortofosfat (PO_4), resten som organisk bundet P og polyfosfater (Westby et al. 1997, Siegrist et al. 2000). Uorganisk P er lettest

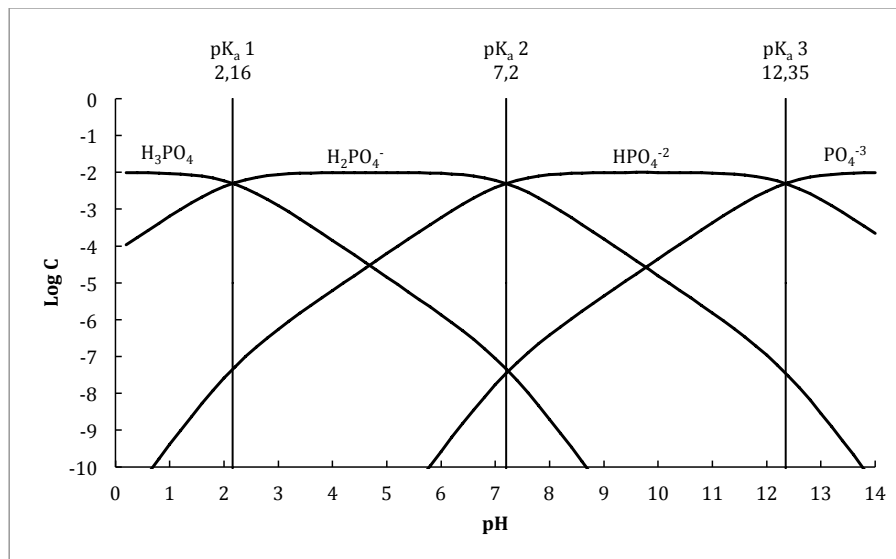


Figur 7: Fosforkretsløpet, fritt etter Havlin et al. (2005).

tilgjengelig ved pH på 6,5 (se figur 9). Hva slags form fosfatet har er bestemt av pH (figur 8). Ved $\text{pH} = 2-7$ dominerer ortofosfat i formen H_2PO_4^- , ved $\text{pH} = 7-12$ dominerer HPO_4^{2-} og ved $\text{pH} > 12$ dominerer PO_4^{3-} (Westby et al. 1997). I skandinaviske jordarter ligger pH oftest under 7, mens det i avløpsvann ofte ligger rundt 7 (Jenssen et al. 2006), så mesteparten av P finnes som H_2PO_4^- og eventuelt HPO_4^{2-} . Hva slags metallioner fosfatet binder seg til er også pH avhengig. Ved pH mindre enn omtrent 6-7,5 vil Al- og Fe-fosfater være i hovedvekt (Gill et al. 2009, Jenssen et al. 2006), Adsorpsjon av P til Fe/Al- oksider minker ved økende pH. Kalsiumfosfater dominerer ved $\text{pH} > 7,5$. Ved høy pH kan fosfatet reagere med kalsiumkarbonat (CaCO_3) og felle ut som hydrokisyapatitt ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})(\text{s})$) (Manahan 2005, s. 470-471) ved reaksjonen

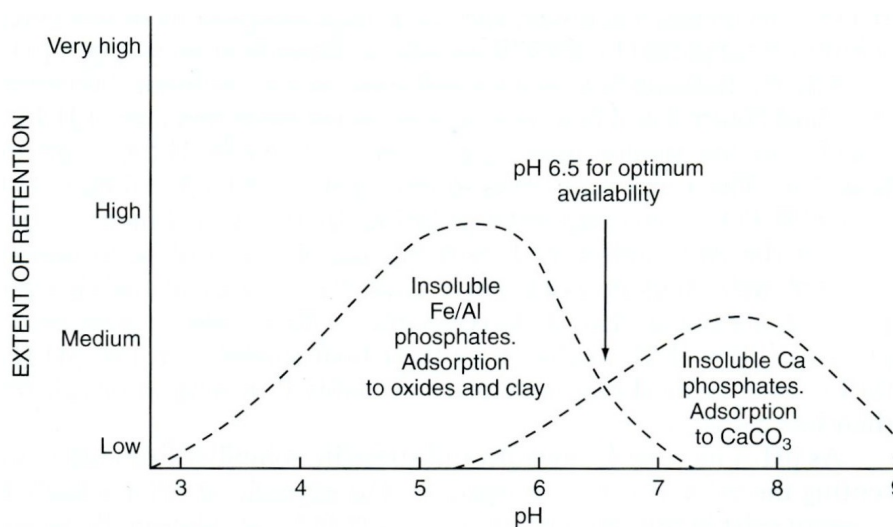


Felling av fosfatminerale utgjør imidlertid en uvesentlig del av fosforfjerningen i umettet sone (Spiteri et al. 2007).

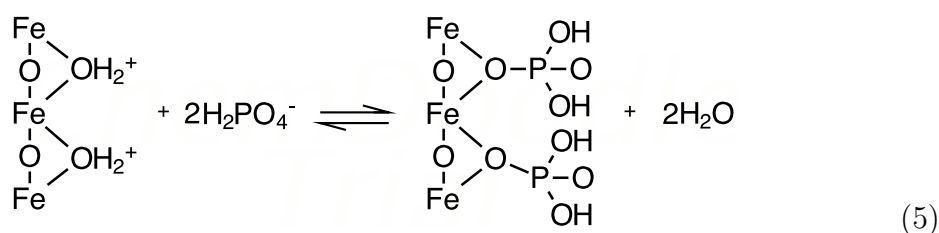
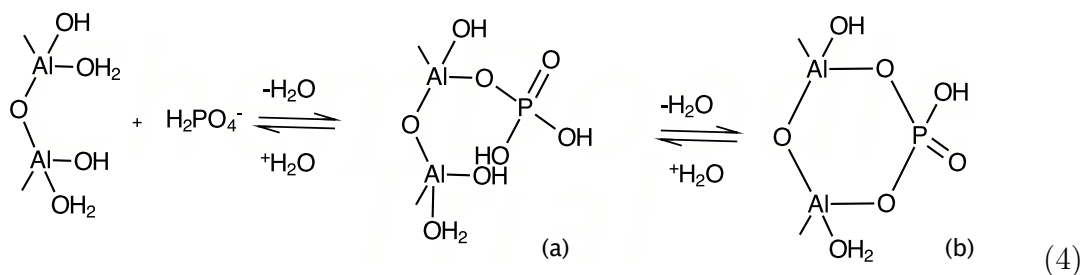


Figur 8: Fordeling av fosfatspesier som en funksjon av pH for et system som inneholder $10^{-2}M$ $TOT-PO_4$.

Ved passende pH har metalloksidet på mineraloverflaten negativ ladning siden OH^- -ion dannes på overflaten. Anioner som fosfat kan da erstatte OH^- -ionet og bindes direkte til metallet på overflaten (likning 4 og 5). Der fosfatet kun er festet til ett OH^- (4a) er bindingen ustabil. Om fosfatet blir bundet til to OH^- og dannes det en mer stabil struktur (4b). Stort overflateareal på mineralkornene er gunstig, så løsmasser med stort leirinnhold er å foretrekke om en kun ser på opptak av P.



Figur 9: Løsmassens evne til å holde på fosfat opp mot pH (Havlin et al. 2005).



Adsorpsjon av P blir av de fleste sett på som en tofase-prosess etter flere laboratorieforsøk (Spiteri et al. 2007, Hu et al. 2005, Robertson 1995). En rask adsorpsjon etterfulgt av en saktegående diffusjon inn i små porerom, aggregatdannelse eller felling som metallfosfat (blant annet som sett i likning 3). Robertson (2008) fant derimot ikke noe tegn til en sekundær, saktegående sorpsjon etter å ha studert et anlegg i 16 år.

Det finnes ulike likevektsmodeller for å beskrive adsorpsjon på mineraloverflater. Den modellen som er hyppigst brukt er Langmuirs sorpsjonsisoterm (Sparks 2003, Sakadevan & Bavor 1998, McCray et al. 2005, Robertson 2008, Liang, Liu, Wei & Guo 2010). Denne modellen tar med i beregningene at mineraloverflatene har en begrensende evne til ionebytting. Overflaten vil etter en tid ikke kunne ta til seg flere ioner fra løsningen, selv om konsentrasjonen øker.

Langmuirs likning kan skrives slik (Brattli 2009):

$$\frac{C}{C^*} = \frac{1}{\alpha\beta} + \frac{C}{\alpha}, \quad (6)$$

der $\frac{C}{C^*}$ er forholdet mellom konsentrasjonen av adsorbenten (C^*) og konsentrasjonen i løsningen (C), α er adsorpsjonskonstanten relatert til bindingsenergien og β

er maksimal mengde av løsnings som kan bli adsorbent. Normalt har jorden en bindingskapasitet fra 50 - 1500 mg P/kg, avhengig av jordtype. Morenejord ligger i gjennomsnitt på rundt 540 mg/kg (Jenssen et al. 2006).

Hu et al. (2005) fant i sine forsøk ingen tegn til en maksimal bindekapasitet, resultatene viste at det er mulig å adsorbere P uten en øvre grense. Den maksimale fosforbindekapasiteten anses ofte som stabil, men i følge Hu et al. (2005) vil også denne endres siden forholdene i jorden endres med tilførsel av avløpsvann.

2.2.4 Biologisk rensing

Det finnes naturlig mange mikroorganismer i jord. Disse tilpasser seg raskt til å omsette stoffer i avløpsvannet. Den biologiske omsetningen foregår både aerobisk og anaerobisk (uten oksygen), men de aerobe prosessene skjer raskere og mer fullstendig enn de anaerobe (Køhler, Ensby, Fredriksen, Jenssen & Høstmark 1986). Det er mulig i et én meter trykt jorddekke i umettet sone å oppnå en fullstendig mineralisering ved aerobe prosesser (Mæhlum et al. 2010).

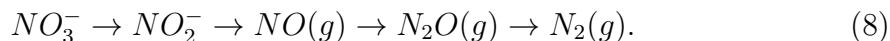
Nitrogen: Det stilles i dag ingen krav til nitrogenrensing av avløpsvann i forurensningsloven (Miljøverndepartementet 2004). N i avløpsvann kommer i hovedsak fra proteiner i kostholdet og er i form av organisk N som urea/urinstoff, H_2NCONH_2 (Jenssen et al. 2006). Andelen av ammonium (NH_4^+) er i det rå avløpsvannet bare 20-25% av tot-N. I slamavskilleren omdannes det meste av urinstoffet til NH_4^+ og andelen går da opp til over 70% (Westby et al. 1997). NH_4^+ kan bindes til jordpartiklene, men disse har en begrenset evne til å adsorbere NH_4^+ og denne prosessen er mindre nyttig å se på i forbindelse med fjerning av N. I oksiderende, aerobt miljø reduseres NH_4^+ til nitrat (NO_3^-) ved nitrifikasjon, skrevet som



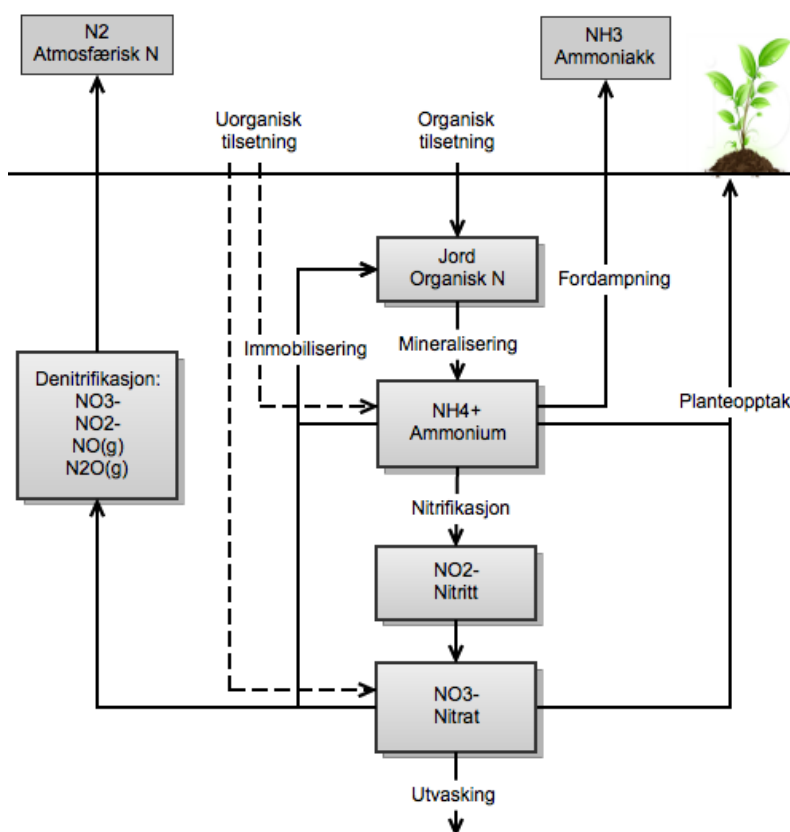
Dette er en mikrobiell reaksjon og hvert steg av likningen har sine egne indikatorbakterier (Brattli 2009).

NO_3^- bindes ikke like lett til overflatene av partiklene slik NH_4^+ gjør siden NO_3^- har negativ ladning. For å fjerne NO_3^- fra avløpsvannet må det derfor skje en denitrifi-

kasjon,



Dette er også en prosess styrt av bakterier, her under anaerobe forhold og da gjerne i mettet sone. Prosessen krever tilgang til organisk karbon, og dette er ofte en begrensende faktor i jordreanseanlegg. Nitrogenkretsløpet er skjematisk framstilt i figur 10.



Figur 10: Nitrogenkretsløpet i jord, fritt etter Low Impact Development Center (2011).

Under infiltrasjonsanlegg er det normalt oksiderende forhold, noe som legger forholdene til rette for nitrifikasjon, men ikke er så gunstige for denitrifikasjon. Gjennom infiltrasjonsanlegget finnes det allikevel steder der denitrifikasjon kan skje, blant annet i biofilmen. Finkornede jordtyper med høyt innhold av organisk materiale er gunstig med tanke på nitrogenfjerning og vekslende grunnvannsnivå kan danne områder med aerobe og anaerobe forhold. Den optimale temperaturen for både nitrifikasjon og denitrifikasjon er på $30 - 35^{\circ}\text{C}$, og begge prosessene stopper opp ved

omkring 0°C (Westby et al. 1997). Under norske forhold er temperaturen for lav for optimal nitrogenfjerning. Isolering av anleggene for å øke temperaturen er derfor en god mulighet for å forbedre renseevnen til anlegget.

2.2.5 Biofilm

Figur 11 viser infiltrasjonsraten for avløpsvann. Denne infiltrasjonsraten brukes til å bestemme belastningen av avløpsvann i infiltrasjonsanlegget når den hydrauliske kapasiteten og renseevnen tilfredsstiller kravene. En kan se av figuren at en større belastning av avløpsvann inn i anlegget resulterer i kortere levetid. Når avløpsvann tilsettes løsmassene kan partikler og biologisk masse tette igjen porene i løsmassen, og dermed redusere infiltrasjonskapasiteten. For å opprettholde rensekravene vil belastningen i noen tilfeller settes lavere enn teoretisk maksimum. Jordens hydrauliske kapasitet (Q) er den mengden vann jorden kan motta uten at grunnvannet stiger over et gitt nivå og er gitt ved

$$Q = KMBI \left[m^3/d \right]. \quad (9)$$

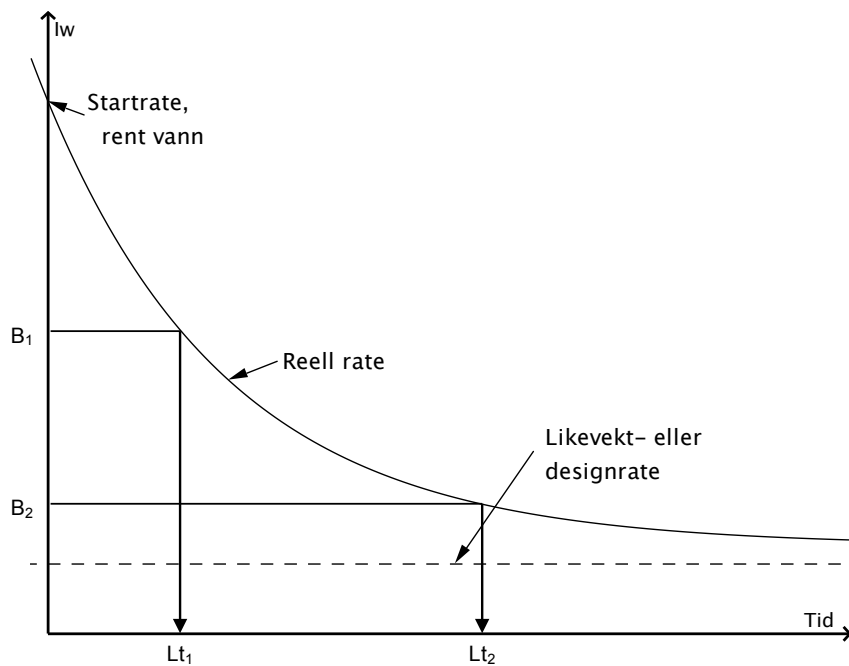
Her er K er hydraulisk konduktivitet [m/d], M er løsmassens tykkelse mellom infiltrasjonsflate og grunnvannsnivå, B er bredden på området som benyttes til infiltrasjon og I er grunnvannets gradient. Den hydrauliske kapasiteten skal alltid være større enn dimensjonerende vannmengde.

Det er gjort ulike forsøk for å modellere hydrauliske egenskaper hos biofilmen (Beal et al. 2006, Soleimani, Van Geel, Isgor & Mostafa 2009). De første til å estimere den hydrauliske konduktiviteten ut fra fungerende anlegg var Bumgarner & McCray (2007). De fant at biofilmen blir mindre permeabel ettersom avløpsvann kontinuerlig tilsettes, men at den etter et tidspunkt kan nå en stabil fase. Ved å anta mettet strømning fant de at

$$K_{biofilm} = \frac{L}{(t - t_0)} \ln \left(\frac{h_0}{h} \right). \quad (10)$$

L er tykkelse på mettet medium (biofilm), $t - t_0$ er tiden testene de utførte tok, h er høyde på oppstuvning over infiltrasjonsflaten og h_0 er starthøyden på magasinering.

Den hydrauliske konduktiviteten i biofilmen er dårlig forstått og dermed vanskelig å modellere (Beach, McCray, Lowe & Siegrist 2005), men det er kjent at biofilm



Figur 11: Infiltrasjonsrate for avløpsvann (I_w) som en funksjon av tid, gjengitt fra Jenssen & Siegrist (1991). B viser to ulike belastninger, mens Lt viser tilhørende levetid av anlegget.

reduserer den effektive hydrauliske konduktiviteten til jordmassen. Under forsøk utført av Beal et al. (2006) ble det ikke funnet signifikant forskjell i infiltrasjonsrate mellom ulike typer jordarter der det dannet seg biofilm. Den vertikale strømmingen i forsøket var kun bestemt av biofilmens egenskaper, og hvor lett filmen lar væske trenge gjennom. Strømmingen gjennom filmen avhenger av høyde på oppstuvet avløpsvann over biofilmen, tykkelse av biofilmen og fuktighetspotensiale i underliggende lag. Tyler & Converse (1994) gir denne likningen for å regne ut strømming gjennom et bilofilm, om infiltrasjonen er jevn:

$$q_s = K_c \frac{H_0 + \psi_m + Z_c}{Z_c}. \quad (11)$$

Hvor q_s er strømming gjennom bilofilm (Darcy hastighet), K_c hydraulisk konduktivitet i biofilmen, H_0 høyde av oppstuvet vann, ψ_m matrikspotensialet til jorden nærliggende biofilmen, og Z_c er tykkelsen på biofilmen. Her er det antatt at strømming gjennom biofilmen er lik strømming gjennom jord.

Darcys lov beskriver hvordan vann beveger seg i mettet jord og kan skrives som

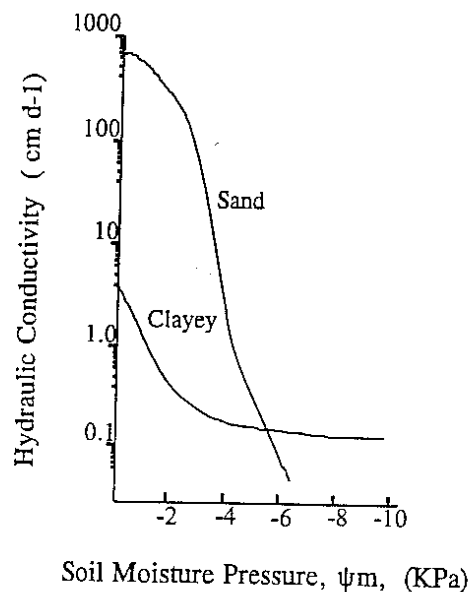
$$Q = -KA \frac{d\psi}{dZ} \left[m^3/s \right] \quad (12)$$

der Q er strømningsraten, K hydraulisk konduktivitet, A strømmingstverrsnitt og $\frac{d\psi}{dZ}$ er den hydrauliske gradienten. Darcy hastighet (q),

$$q = \frac{Q}{A} = K \frac{d\psi}{dZ} \left[m/s \right], \quad (13)$$

beskriver hvor fort vannet beveger seg i en tidsperiode, i et åpent rør. Darcy hastigheten påvirker overflatemorfologien av biofilmen og tidspunktet biofilmen begynner å utvikles. Konsentrasjonen av påvirkelige stoffer i avløpsvannet påvirker tettheten og motstanden mot gjennomstrømming (Kim, Choi & Pachepsky 2010).

I et sandfylt rør vil hastigheten være mindre, siden arealet vannet kan strømme gjennom bli mindre. Høyere igjentetting gir lavere K og ψ_m .



Figur 12: Sammenheng mellom hydraulisk konduktivitet og fuktighetspotensialet (matrikspotensialet), hentet fra Tyler & Converse (1994).

Figur 12 viser sammenhengen mellom matrikspotensialet (ψ_m) og konduktiviteten (K) i sand og leire. Fuktighetspotensialet er summen av to krefter som virker på vannet; gravitasjon og matrikspotensialet. Når vanninnholdet i jorden er opp mot løsmassens spesifikke retensjon dominerer de gravitative kreftene, mens i svært tørr

jord dominerer matrikspotensialet. Matrikspotensialet har negativt fortegn, og er mindre enn i overflaten ($1atm. = 101,325kPa$), og avtar med minkende vanninnhold. I mettet sone er K konstant, mens i umettet sone er K en funksjon av ψ_m (Brattli 2009). I umettet sone beveger vannet seg gjennom kanaler dannet av partiklene i løsmassen. Ved strømning i mettet sone, uten biofilm der $\psi_m = 0kPa$, er den hydrauliske konduktiviteten til sand mye høyere enn den for leire. Ved $\psi_m = -5kPa$, som tilsvarer strømning i biofilmen, er den lik for begge jordartene. Forskjellen i strømning er altså mye høyere i sand enn leire. Å redusere stoffene som fører til dannelse av biofilm i avløpsvannet vil derfor ha mye å si for den hydrauliske funksjonaliteten i et infiltrasjonsanlegg i sandjord (Tyler & Converse 1994).

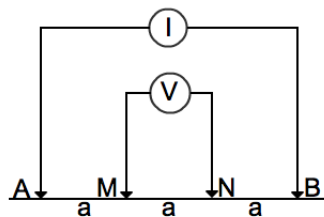
Biofilm dannes av flere grunner. Hovedgrunnene er svelling av jordpartikler, oppsamling av suspendert stoff (SS) og biomasse fra avløpsvannet, og bakteriell vekst på partiklene (Tyler & Converse 1994). Dannelsen av en slik biofilm kan føre til oppstuvning i anlegget og ufungerende hydraulisk funksjonalitet. Generelt kan en si at jo mer avløpsvann som blir tilsatt infiltrasjonsanlegget (stor belastning av anlegget) fører til raskere igjentetting (Siegrist 1987). Tilførsel av materiale som øker BOF_5 og SS er parametere som er viktig for biofilmdannelse, men også stoffer det er lett å kontrollere tilgangen på med ulike former for forbehandling (Siegrist et al. 2000). Til tross for nedsatt hydraulisk kapasitet er biofilmen en viktig del av rensmekanismen i infiltrasjonsanlegget. Biofilmen er med på å fjerne en god del av bakteriene som følger med avløpsvannet og sorpsjonsprosessen øker den biokjemiske aktiviteten. Siden porerommene mellom kornene minker blir også sikteegenskapene til massene bedre (Van Cuyk, Siegrist, Logan, Masson, Fischer & Figueroa 2001, Rajeb, Kallali, Aissa, Bouzaiene, Jellali, Jedidi & Hassen 2009).

3 Metoder

3.1 Geofysiske undersøkelser

Det er et problem å finne eldre infiltrasjonsanlegg i terrenget for å kunne gjøre vurderinger av tilstanden. Eldre anlegg er sjeldent kartfestet og området der infiltrasjonen skjer er ofte grodd til. Kummer, lufterør og terrengformer kan indikere plasseringen, men ofte er de eldre anleggene gravd dypere enn de fra nyere dato og kan være vanskeligere å oppdage. Det er derfor behov for å finne en metodikk som kan påvise eldre anlegg. I oppgaven er det viktig å finne anleggene for å kunne gjøre undersøkelser av anlegget med prøvetaking i selve infiltrasjonsområdet.

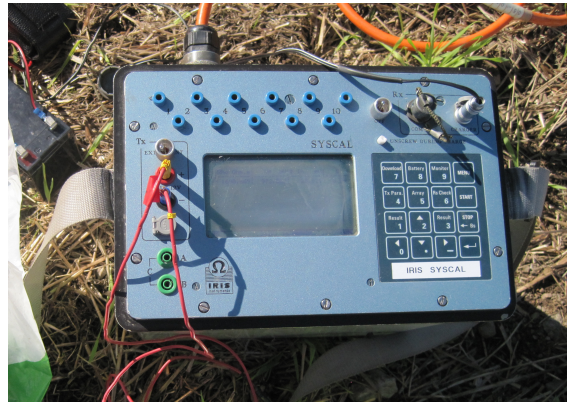
For å finne egnede infiltrasjonsgrøfter for videre feltundersøkelser ble det i første del av feltarbeidet utført geofysiske målinger av en rekke anlegg i Ås kommune og området rundt. Figur 14 og 15 viser utførelsen av målingene i felt. De geofysiske målingene som er utført er 2D resistivitetsmålinger med Wenner oppsett, som vist i figur 13 hentet fra Solberg, Hansen, Rønning & Dalsegg (2011). Elektrodene merket A og B er strømelektroder, mens M og N er potensialelektroder.



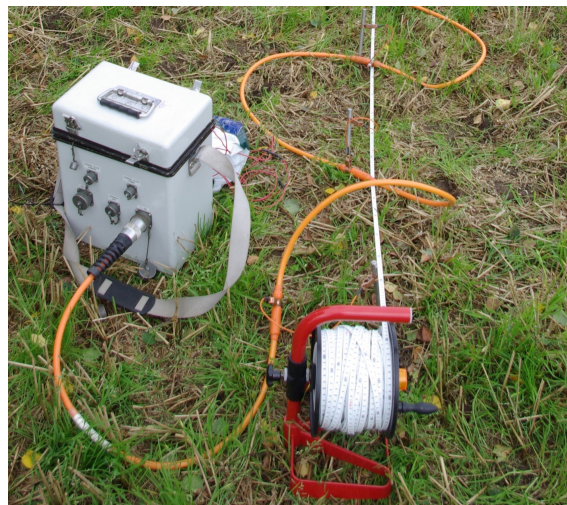
Figur 13: Wenner konfigurasjon på elektrodene; alle elektrodene har samme innbyrdes avstand a .

Det er gjort målinger både på tvers av infiltrasjonsgrøften, og langs den antatte plasseringen av grøften. Det er brukt to ulike avstander mellom elektrodene a . Målinger på tvers av grøften er gjort med $a = 0,5$ meter, mens for målinger langs grøften er $a = 1$ meter. Oppløsningen nedover i profilet er avhengig av avstanden mellom elektrodene. Liten avstand gir generelt bedre oppløsning, men målingene går ikke like dypt som ved større elektrodeavstand (Solberg et al. 2011). Esther Bloem ved Bioforsk var med som veileder under de første målingene, slik at undertegnede selv kunne utføre de resterende. Bloem har også stått for prosessering av dataene.

Dataene som lagres er jordlagenes tilsynelatende resistivitet (ρ_a). Den tilsynelatende resistiviteten blir satt sammen i en pseudoseksjon. Den spesifikke resistiviteten



Figur 14: Resistivitetsmålinger er gjort med Syscal-instrument. Foto: Nina Lønmo



Figur 15: Måling av resistivitet i grunnen, Syscal-instrument og ledninger. Foto: Nina Lønmo

blir vist i den ferdige modellen som genereres ved å invertere de målte dataene. Resistiviteten(ρ) tilsvarer den inverse ledningsevnen til jorden (σ),

$$\rho = \frac{1}{\sigma} [\Omega m]. \quad (14)$$

En god modell gir en kalkulert pseudoseksjon lik den målte inverse resistiviteten. For å få et riktig bilde av grunnen er det viktig at modellen blir rettet etter topografien. Solberg et al. (2011), s. 17-28, har en god beskrivelse av selve metoden og framgangsmåten. Typiske resistivitetsverdiene vist i tabell 3 er også hentet herfra.

Grus og sand (tørr)	$>1400 \Omega m$
Grus og sand (våt)	$>100 \Omega m$
Leire	$1-100 \Omega m$

Tabell 3: *Typiske resistivitetsverdier for løsmasser.*

3.2 Jordkjemiske undersøkelser

Det ble tatt prøver for jordkjemisk analyse i begge anleggene under feltarbeidet. Anleggene ble gravd fram med gravemaskin (figur 16) og prøvene ble samlet inn for hånd og lagret i lufttette plastposer. Prøvene ble analysert av ASL Laboratory Group Norway AS i en helhetlig pakke for Bioforsk, mens undertegnede har tolket resultatene. Prøvene er analysert for total konsentrasjon og plantetilgjengelige former av P, Fe, Ca, mangan (Mn), Al og kalium (K), samt tørrstoff (TS) og nitrogenanalyse (Tot-N, NO_3 og NH_4). Det er også analysert for en rekke andre grunnstoffer. Sammen med total organisk karbon (TOC) utgjør P, Fe, Ca, Al og Mn de viktigste parameterene i den videre tolkningen. Det er forventet en endring av jordens innhold av disse elementene i jordprøven sammenlignet med kontrollprøven. Se avsnitt 3.5.2 for prøvetakingplasseringer i de to anleggene.

Alle analysemetodene er standardiserte de aktuelle er spesifisert i rapporten fra laboratoriet i vedlegg F.1, side 112-113.



Figur 16: *Oppgraving av anlegg 1. Foto: Nina Lønmo*

3.3 Kornfordelingsanalyse

Det er analysert to prøver i forhold til kornfordeling. En prøve i anlegg 1 og en i anlegg 2. Prøvene er analysert av ASL Laboratory Group Norway AS. Det er brukt tørr/våt sikting av kornfraksjonen 16 mm - 63 μm og sedimentering av kornfraksjonen mellom 63 μm og 0,5 μm .

3.4 Mikrobiologiske undersøkelser

Test for *Escherichia coli* (*E. coli*) og koliforme bakterier (KB) er utført av Bioforsk med MPN Quanti-Tray Method/Colilert-18 (Bioforsk 2012). Positive og negative resultater blir talt opp og sett i sammenheng med en MPN (most probable number) tabell. En god beskrivelse av metoden finnes på nettsiden til firmaet som har patentert denne metoden (IDEXX Laboratories inc 2012) og hos “SWAMP - clean water team citizen monitoring program” (Gregorio 2010). Prøvene ble analysert etter noe lenger lagring enn det som regnes som optimalt (48 timer), men det er ved universitet for miljø- og biovitenskap (UMB) utført tester for å se på forringelse av prøver ved lagring. Det er ikke funnet signifikante forskjeller i prøvene etter 5 dagers lagring (pers. com Adam M. Paruch, 2011). Prøvene fra anlegg 1 (sjakt A og B) ble oppbevart i kjøleskap i 7 dager, prøvene fra anlegg 2 (sjakt C) i 6 dager før analysen.

3.5 Områdebeskrivelse

Løsmassene på Østlandet er avsatt i perioden fra Yngre Dryas og framover. Den skandinaviske innlandsisen trakk seg ujevnt tilbake og avsatte store mengder løsmasser der isen igjen fikk et lite frambrudd. Den største avsetningen fra denne perioden kalles Ra-morenen (~ 9000 år siden) og kan følges langs hele Norskekysten fra Finnmark til Østfold.

Anleggene som er undersøkt i Ås kommune ligger i løsmasser fra Ås-trinnet dannet for omtrent 8000 år siden. Trinnet ble i lengre tid sett i sammenheng med Ski morenene, men er i dag sett på som et eget trinn i nedsmeltingshistorien. (Bargel 2005). Sammensetningen av sedimentene er en blanding av morenemateriale og glasifluviale sedimenter. Anlegg 2 ligger i en avsetning av morenemateriale med overliggende lag av leire. Over leirlaget er det avsatt et sekundært lag av grus og sand (Holtedahl 1953, s. 658-661).

Løsmassene i Gjøvik er stort sett dekket av bunnmorene og ablasjonsmorene. Langs vassdragene er det avsatt fluviale og glasifluviale avsetninger. Langs Mjøsa er det også enkelte steder avsatt sand under et tidligere stadium med høyere vannstand. Det er ikke markante israndavsetninger så langt nord på Østlandet.

Løsmassene er preget av områdets berggrunn, som blant annet kan si noe om finstoffinnholdet i avsetningene og mineralsammensetningen. Gjøvik kommune har en berggrunn som kan deles grovt inn i tre deler. I sør er berggrunnen preget av grunnfjellbergarter (prekambrium) som gneis og granitt. Ellers består kommunen av sandstein (sparagmitt) og kvartsitt (sen- og eokambrium), og skifer med lag av sandstein og kalkstein (kambrosilur). De sedimentære bergartene er lett nedbrytbare og løsmassene i morenematerialet blir preget av mer finstoff. Grunnfjellbergartene er mindre påvirket av erosjon og gir dermed mindre finstoff i løsmassene dannet av denne type berg. Berggrunnen i Ås kommune og området rundt består stort sett av prekambriske grunnfjellbergarter som granitt og gneis. En finner også glimmerskifer, metasandstein og amfibolitt i området (Norges Geologiske Undersøkelse 2012a). Kalifeltspat, plagioklas, kvarts, biotitt/muskovitt og amfibol er mineraler som preger grunnfjellsbergartene. Dette er mineraler som inneholder mye Ca, Fe og Mg som er viktige komponenter i renseprosessen i infiltrasjonsanleggene.

Løsmassekart over Gjøvik kommune finnes i vedlegg A, og løsmassekart over Ås kommune finnes i vedlegg C.

3.5.1 Gjøvik kommune

Mange av anleggene i Gjøvik kommune er gravd dypt og da ofte ned i tette masser (bunnmorene). Dataene fra Gjøvik ble samlet inn av 7 studenter, inkludert undertegnede, for Asplan Viak AS sommeren 2010. 1440 anlegg ble besøkt og kontrollert. Anleggseierne hjalp til med opplysninger der disse var hjemme og hadde kunnskap om anlegget sitt. Informasjon fra anleggseierne var til stor hjelp i klassifiseringen og vurderingen av den daglige driften av anleggene. Anleggene ble klassifisert etter type, alder, størrelse, feil ved anlegget osv. Se vedlegg B for skjema som ble brukt under kartleggingen. 1388 av de 1440 anleggene er tilfredsstillende registrert og brukt videre av Asplan Viak AS i en rapport til Gjøvik kommune (Yri & Robertsen 2011). Det er fra denne rapporten de bearbejdede dataene er hentet. Dataene om anleggene er registrert i en database som også er brukt for å gi et bilde av tilstanden til anleggene.

3.5.2 Ås kommune

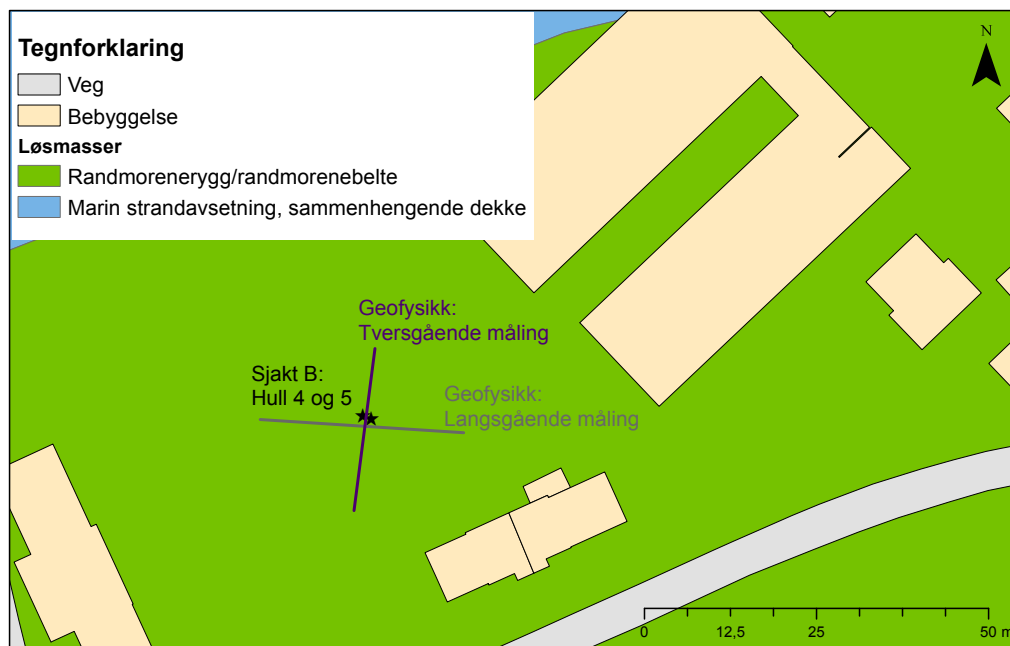
Anlegg 1: Anlegget består av en ca. 20 meter lang grøft anlagt i 1980, i masser av fin sandig morenemateriale. Løsmassene i området er markert som randmorenerygge/randmorenebelte i løsmassekartet fra NGU (Norges Geologiske Undersøkelse 2012b) . Massene er porøs og løs, med liten skjærfasthet. Morenejorden er dårlig sortert, men isotrop (parameterene er like gjennom hele profilet). Anlegget mottar avløpsvann fra en enebolig.

Som forundersøkelse for å lokalisere infiltrasjonsgrøften ble det tatt 2D resistivitetsmåling på tvers, og langsetter grøften under feltperiode en. Se figur 17 for plassering av målingene i terrenget. En slamavskiller er lokalisert ca. 7 meter fra starten av målingen. Grensen mellom åpen fastmark og fulldyrket jord ligger 10 meter fra starten av målingen, og selve infiltrasjonsgrøften begynner etter 12 meter. Kartet i figur 18 viser arealbruk i området. Det er påtegnet antatt beliggenhet av anlegget og strømming av vann fra infiltrasjonsgrøften. Under feltperiode to ble det gravd to sjakter, A og B, ned til infiltrasjonsrøret med gravemaskin. Røret ble funnet på 1,80 meters dyp, noe som er mye dypere enn dagens praksis. Sjakt A ble gravd i starten av grøften, ved jordekanten. Sjakt B ble gravd på slutten av grøften, omtrent 15-20 meter fra jordekanten. I hver sjakt ble det gravd to hull for prøvetaking av jordkjemi i infiltrasjonsområdet, samt et hull for kontrollprøver på nedsiden av infiltrasjonsrøret, vist i figur 19.

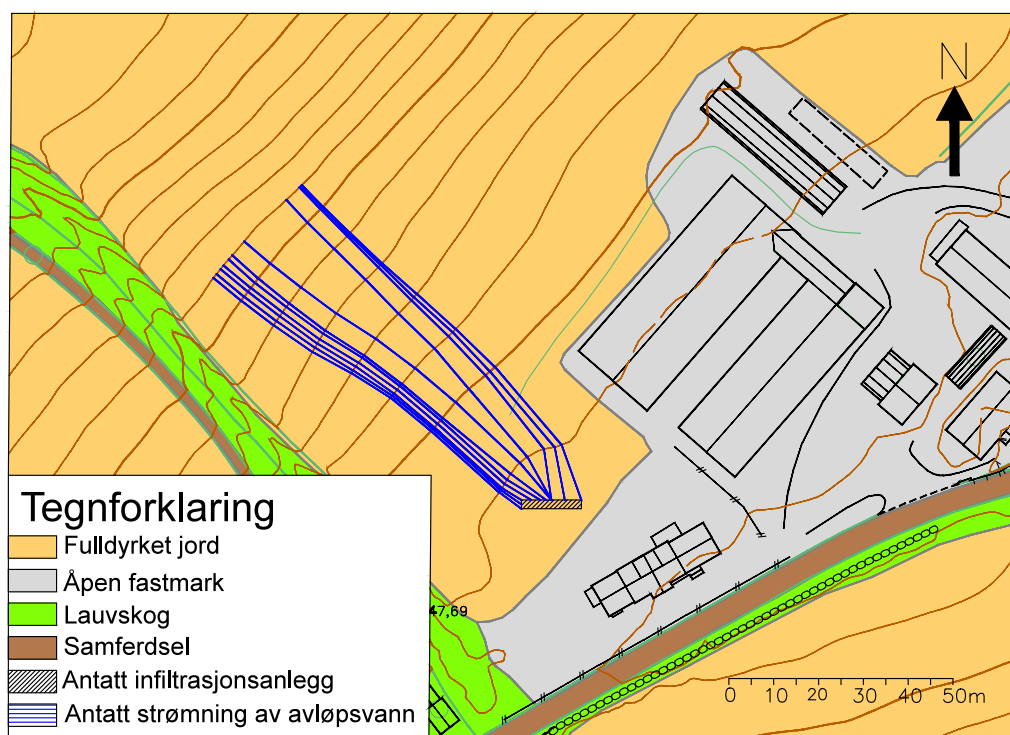
Det ble tatt prøver for jordkjemianalyse i bunnen av infiltrasjonsrøret, 25 cm under og 50 cm under infiltrasjonsrøret i hull 1 og 2 (sjakt A), 4 og 5 (sjakt B) og kontroll A (hull 3, sjakt A) og kontroll B (hull 6, sjakt B). Prøver for E. coli ble tatt 0 cm, 10 cm, 20, 30, 40 og 50 cm under infiltrasjonsrøret i de samme hullene som jordkjemiprøvene. Det ble ikke tatt E. coli prøver i kontrollhullene.

Det er et svart markant lag, ca 5 cm tykt, under infiltrasjonsrøret i begge sjaktene. Laget er mindre markant i sjakt B (figur 20b) enn i sjakt A (figur 20a). Laget er antatt å være biofilm.

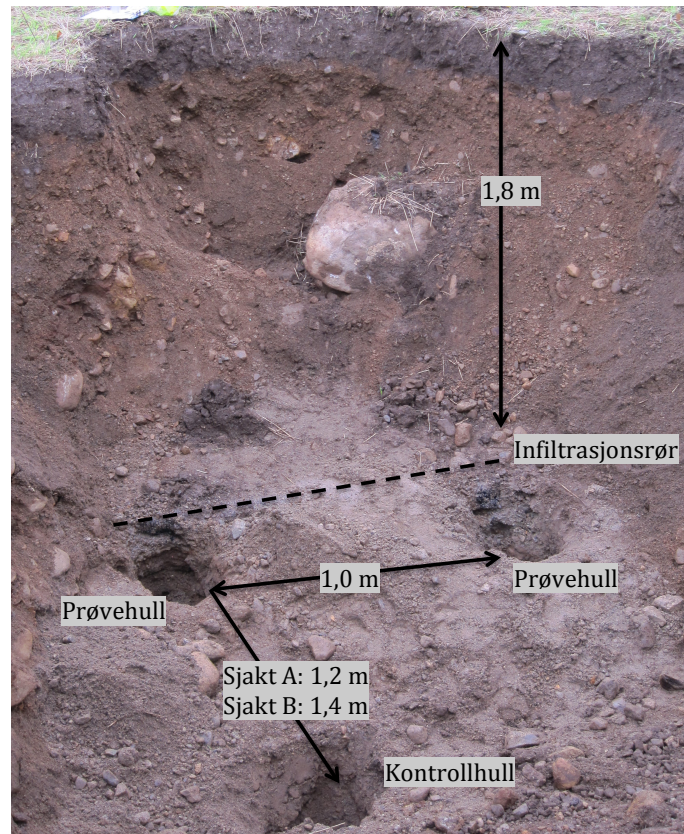
Flere bilder fra anlegget finnes i vedlegg D.2.



Figur 17: Løsmassekart over anlegg 1, med geofysikklinjer. Kartdata fra Norges Geologiske Undersøkelse (2012b) og Norge Digitalt (2012).



Figur 18: Økonomisk kart over anlegg 1, kartdata fra Norge Digitalt (2012), ekvidistanse 1m.



Figur 19: *Prøvetakingsposisjon i sjaktene. Avstanden til kontrollhull er forskjellig fra sjakt A og B. Foto: Nina Lønmo*



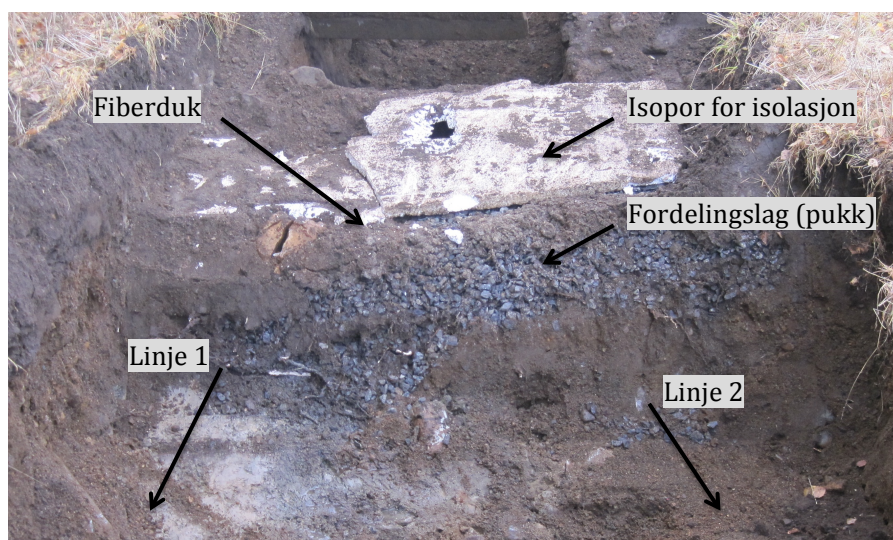
(a) *Sjakt A*



(b) *Sjakt B*

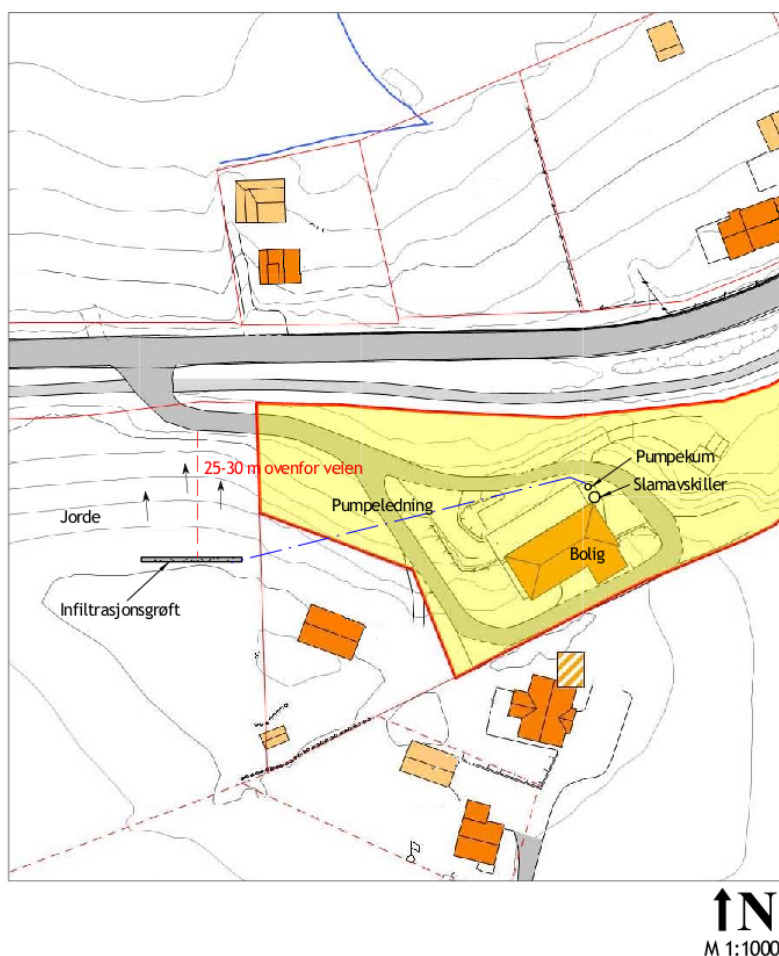
Figur 20: *Svart lag under infiltrasjonsrøret. Foto: Nina Lønmo*

Anlegg 2: Anlegget består av en infiltrasjonsgrøft på 20 meter liggende i et område med dyrket mark. Anlegget er bygget i 1985 etter forskriftene, med isolasjon av isopor ca. 50 cm under overflaten over en fiberduk og fordelingslag av pukkk, vist i figur 21. Avløpsvannet blir ledet fra boligen og til infiltrasjonsgrøften via en pumpekum. Det mottar totalavløp (toalettavløp og gråvann) fra en enebolig med utleiedel. Massene i anlegget består av stedege marine strandavsetninger av grus og sand, over et leirlag og morenejord. Det er gravd åpning i leirlaget ved veien inn til boligen, 25-30 meter nedstrøms anlegget, slik at avløpsvannet får infiltrert i massene under. Anlegget ble undersøkt under NAT-programmet (1994-97), og Bioforsk har hatt service på anlegget siden 2006. Et detaljert kart (figur 22) er i den forbindelse laget over eiendommen og anlegget. Kartet er i denne sammenheng anonymisert i forhold til gårds- og bruksnummer, og adresse som opprinnelig vises på kartet.



Figur 21: *Oppbygning av anlegg 2. Foto: Nina Lønmo*

Det ble også ved dette anlegget kjørt geofysiske målinger for lokalisering, vist i figur 23. Grensen mellom lauvskog og fulldyrket jord ligger her 8 meter fra starten av målingen. Kartet i figur 24 viser arealbruk, antatt plassering av infiltrasjonsgrøften og strømming av vann ut fra grøften. For prøvetaking for jordkjemiske analyser og E. coli analyser ble det gravd to sjakter, C og D, henholdsvis i starten, og slutten av grøften. Det ble gravd på nedsiden av fordelingslaget for å ikke skade anlegget, noe som førte til at en ikke kom til selve infiltrasjonsområdet. I sjakt C (start av grøft, i jordekanten) ble det gravd ned til et leirlag, 85 cm under overflaten øst i sjakten og 100 cm under overflaten vest i sjakten. Fordelingslaget er i sjakt D (slutt av grøft, 15-26 meter fra jordekanten) ble det gravd ned til 150 cm under

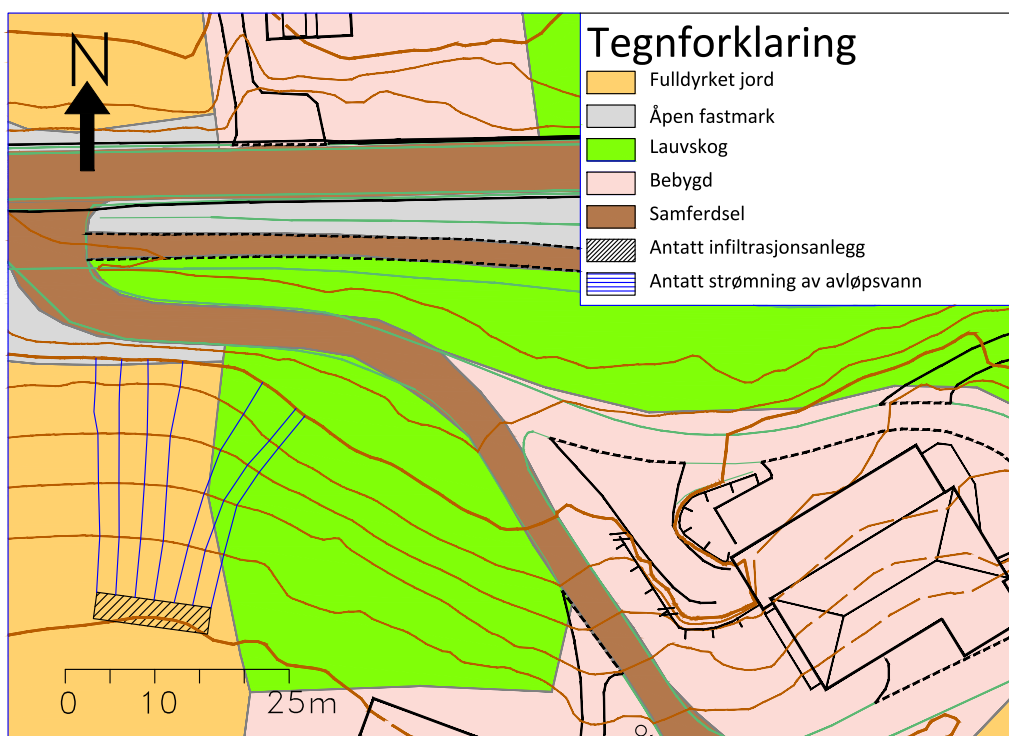


Figur 22: Detaljert kart over anlegg 2, fra Bioforsk sin service på anlegget.

overflaten. Her vises det ingen tegn til leirlaget. Massene over leirlaget består av fin til grov sand og grus. I sjakt C vises en tydelig lagdeling av sandlagene (vedlegg E.2), denne er mindre markant i sjakt D. Under prøvetakingen piplet det vann ut fra fordelingslaget i sjakt C. Dette fulgte leirlaget nedover og hopet seg opp nederst i sjakten. Jordprøver ble tatt i to linjer ut fra anlegget (figur 21). I linje 1 ble prøvene tatt av selve leiren, mens i linje to ble prøvene tatt av sand/leire siden leirelaget på denne siden av sjakten lå noe dypere. Prøvene ble tatt 0 cm, 25 cm, 50, 75 og 100 cm fra kanten av fordelingslaget. Det ble tatt prøver for *E. coli* i samme linjer og intervall. Kontrollprøve ble tatt oppstrøms anlegget. I sjakt D ble det kun tatt en prøve for kornfordelingsanalyse og jordkjemi 1 meter under overflaten ved siden av anlegget. Prøven for jordkjemi betraktes som en kontrollprøve siden jorden her ikke er påvirket av infiltrasjon. Flere bilder fra anlegget finnes i vedlegg E.3.



Figur 23: Løsmassekart over anlegg 2, med geofysikklinjer. Kartdata fra Norges Geologiske Undersøkelse (2012b) og Norge Digitalt (2012).



Figur 24: Økonomisk kart over anlegg 2, kartdata fra Norge Digitalt (2012), ekvidistanse 1m.

4 Resultater

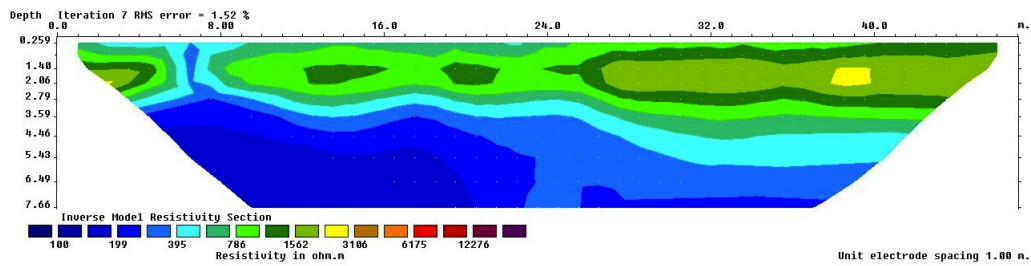
4.1 Geofysikk

Det er gjort geofysiske målinger ved flere anlegg, men det er kun tatt med resultater fra anleggene som senere er gravd opp og gjort videre undersøkelser ved. Det er her presentert den kalkulererte modellen av resistiviteten i snitt på langs og på tvers av antatt beliggenhet av infiltrasjonsanlegget. Dataene er ikke korrigert for topografi i profilet, og resultatet må tolkes deretter. For fullt datasett med målt tilsynelatende resistivitet, pseudoseksjon og invers modell se vedlegg D.1 og E.1.

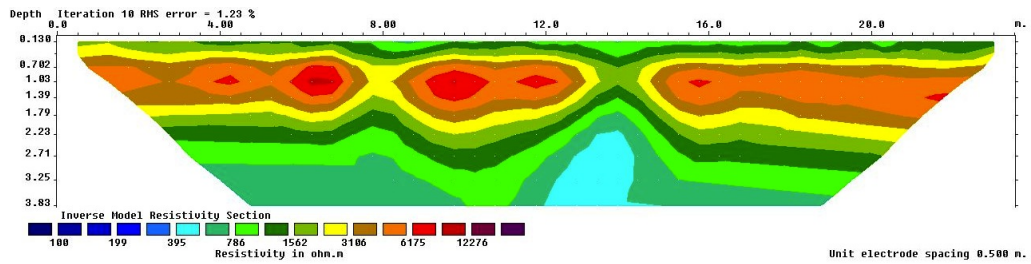
Langsgående måling (figur 25a) av anlegg 1 viser tydelig ulik resistivitet nedover i profilet. I overflaten og ned til omtrent 3 meter er resistiviteten omlag 786-1562 Ωm , mens dypere i profilet ligger resistiviteten fra 100-395 Ωm . Omtrent 6-8 meter fra målestart er resistiviteten i overflaten lik som de dypere delene av profilet. Den tversgående målingen (figur 25b) i dette anlegget viser en relativ lik resistivitet (786-1562 Ωm) 0-0,5 meter ned i profilet og omtrent 1,8- ned i profilet. Delen fra 0,5-0,8 meter ned i profilet er preget av jordmasser med høyere resistivitet (3106-12276 Ωm). I området rundt 14-17 meter fra målestart er resistiviteten 0,5-0,8 meter ned i profilet betydelig mindre enn ellers langs dette dypet, og på samme nivå som underliggende lag. Modellen viser også et området fra omtrent 2 meters dyp, 14-17 meter fra start, med lavere resistivitet enn omkringliggende områder (395 Ωm).

I anlegg 2 viser den langsgående målingen (figur 26a) de samme trekkene som i anlegg 1. En linje i overflaten ned til omtrent 1,5 meter har høyere resistivitet (786-3106 Ωm) enn det underliggende laget (100-395 Ωm). Den tversgående målingen (figur 26b) viser en relativ høy resistivitet (3106-12276 Ωm) i de øverste delene av profilet, ned til omtrent 2 meter. Under 2 meter ligger resistiviteten på 100-395 Ωm . I området 10-13 meter fra målestart er det resistivitet på rundt 1562 Ωm eller høyere i hele dybden av profilet.

For å lokalisere anleggene er det sett etter lavere resistivitet enn omkringliggende områder nær overflaten. Infiltrasjonsgrøften er antatt å ligge 13-15 meter fra starten av målingen (figur 25b) i anlegg 1 og rundt 12 meter (figur 26b) i anlegg 2.

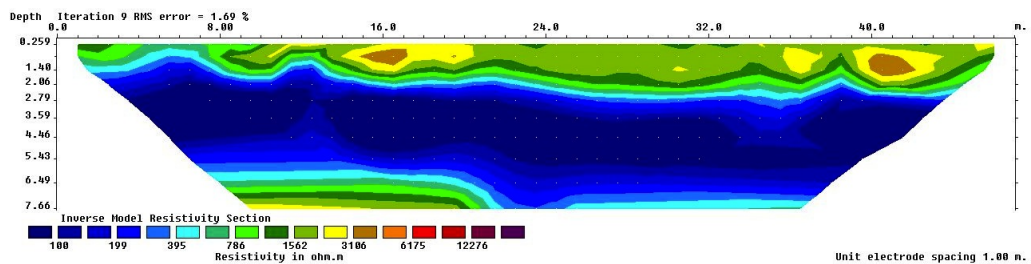


(a) Langsgående måling

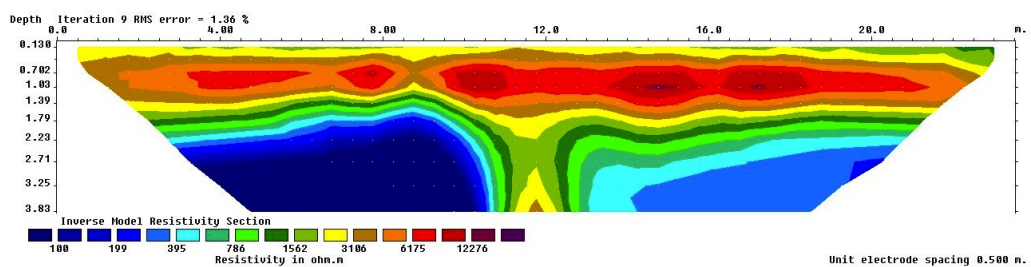


(b) Tversgående måling

Figur 25: Modell fra resistivitetsmålinger av anlegg 1.



(a) Langsgående måling



(b) Tversgående måling

Figur 26: Modell fra resistivitetsmålinger av anlegg 2.

4.2 Jordkjemi

Sjakt	A				B		
Hull	1	2	Kontroll A, oppstrøms		4	5	Kontroll B, oppstrøms

(a) *Anlegg 1*

Sjakt	C			
Linje	1	2	Kontroll C, oppstrøms	

(b) *Anlegg 2***Tabell 4:** *Oversikt over sjakter og prøvehull.*

Det er gjort analyse av en rekke stoffer i jorden, men resultatene viser kun de viktigste parameterene i forhold til renseprosessene i infiltrasjonsområdet. En fullstendig rapport fra ALS Laboratory Group Norway AS er presentert i vedlegg F.1. Det er analysert prøver fra sjakt A, B og C, oppsummert i tabell 4.

Fosfor (og utvalgte andre grunnstoff): Resultatene i figur 27 viser total konsentrasjon av P, Fe, Ca, Mg og Mn i anlegg 1. Innholdet av Fe i jordprøvene er i området 10 ganger verdien av de andre komponentene. Tabell 5 viser verdiene av de ulike grunnstoffene og fargen indikerer om verdien er høyere (grønn) eller lavere (rød) enn kontrollverdien i det gitte hullet. Sett i forhold til kontrollprøvene (figur 27e og 27f) er P høyere i infiltrasjonsområdet i sjakt A. Kontroll B har en høyere P-verdi og gir derfor både lavere og høyere verdier i infiltrasjonsområdet. Trenden hos P, Ca, Mg og Mn er en mer eller mindre jevn konsentrasjon nedover i profilet, hvor verdiene av P, Ca og Mg ligger innenfor et intervall omtrent 700-6000 mg/kg TS. Verdiene av Mn ligger i området 100-400 mg/kg TS.

Forholdene i anlegg 2 (figur 28) likner de i anlegg 1. Konsentrasjonen av P, Mn og Ca fra 0 cm til 100 cm fra fordelingslaget er lav, men jevn i området 300-700 mg/kg TS. Trenden er den samme med Mg, men i konsentrasjoner rundt 5000-7000 mg/kg TS. Innhold av Fe øker nedover i profilet i linje 1 (figur 28a), mens det minker i linje 2 (figur 28b).

Tabell 6 viser hvor mange ganger større P-verdiene i de ulike dybdene (0, 25, 50 og 100 cm) i sjakt A, B og C er i forhold til kontrollhullet. Kontrollverdiene for sjakt A vises i figur 27e, for sjakt B i figur 27f og for sjakt C i figur 28c. Verdien er regnet ut ved å ta gjennomsnittet av P-verdien i det gitte dypet, delt på P i kontrollhullet

Sjakt A				Sjakt B					
Avstand til infiltrasjonsrør:		0 cm	25 cm	50 cm	Avstand til infiltrasjonsrør:		0 cm	25 cm	50 cm
Hull 1	Fe	31300	19600	24700	Hull 4	Fe	22500	17100	17200
	P	2440	950	1210		P	2950	797	798
	Ca	1640	1160	1590		Ca	2500	939	1060
	Mg	4600	4300	6490		Mg	5250	4200	4590
	Mn	168	209	946		Mn	132	330	378
Hull 2	Fe	13700	19800	22000	Hull 5	Fe	17500	19900	17900
	P	1110	1040	1070		P	1700	2040	783
	Ca	750	853	923		Ca	1190	1170	981
	Mg	3560	5440	6010		Mg	4150	3280	3840
	Mn	121	219	322		Mn	138	129	278

Tabell 5: Oversikt over prøveverdier (mg/kg TS) i sjakt A og B. Rød: prøve < kontroll. Grønn: prøve > kontroll.

	0 cm	25 cm	50 cm	100 cm
A	4,2	2,4	2,7	-
B	1,7	1,1	0,6	-
C	1,9	1,9	1,6	1,4

Tabell 6: Mengde P i de ulike prøvestedene i forhold til kontrollhullet i sjakt A, B og C.

til sjakten:

$$\frac{\text{Gjennomsnitt av P i prøvehull i et gitt dyp/sjakt}}{\text{P i kontrollhull}} \quad (15)$$

Verdiene i sjakt A er 4,2 ganger kontrollverdien rett under infiltrasjonsrøret (0 cm), men nærmer seg kontrollverdien i prøvedypene 25 cm og 50 cm. I sjakt B nærmer verdiene seg kontrollverdien og går fra 1,7 ganger kontrollverdi til 0,6 ganger kontrollverdi. Verdiene i sjakt C ligger i området 1,9-1,4 ganger kontrollverdi.

Figur 29 og 30 viser plantetilgjengelige komponenter i jorden. Når en ser på plantetilgjengelig P (P-Al) i figur 30a er den generelle trenden minkende nedover i profilet i anlegg 1. Ved infiltrasjonsrøret (0cm) er henholdsvis 3,3% og 2,4% av tot-P plantetilgjengelig i sjakt A og B. 25 cm ned i profilet er forholdet minket til 2,8% og 2,2%. 50 cm ned i profilet er 1,7% av tot-P plantetilgjengelig i sjakt A, mens 1,9% er plantetilgjengelig i sjakt B. Kontrollprøven i sjakt A viser at 1,7% av tot-P er plantetilgjengelig. I sjakt B viser kontrollprøven at 0,4% av tot-P er plantetilgjengelig. Anlegg 2 viser også her en liknende trend. 2% av tot-P finnes som plantetilgjengelig nærmest fordelingslaget. Videre minker denne delen til 1,8% ved 25 cm og

	0 cm	25 cm	50 cm	100 cm	Kontroll
A	3,3	2,8	1,7	-	1,7
B	2,4	2,2	1,9	-	0,4
C	2,0	1,8	1,0	1,0	0,7

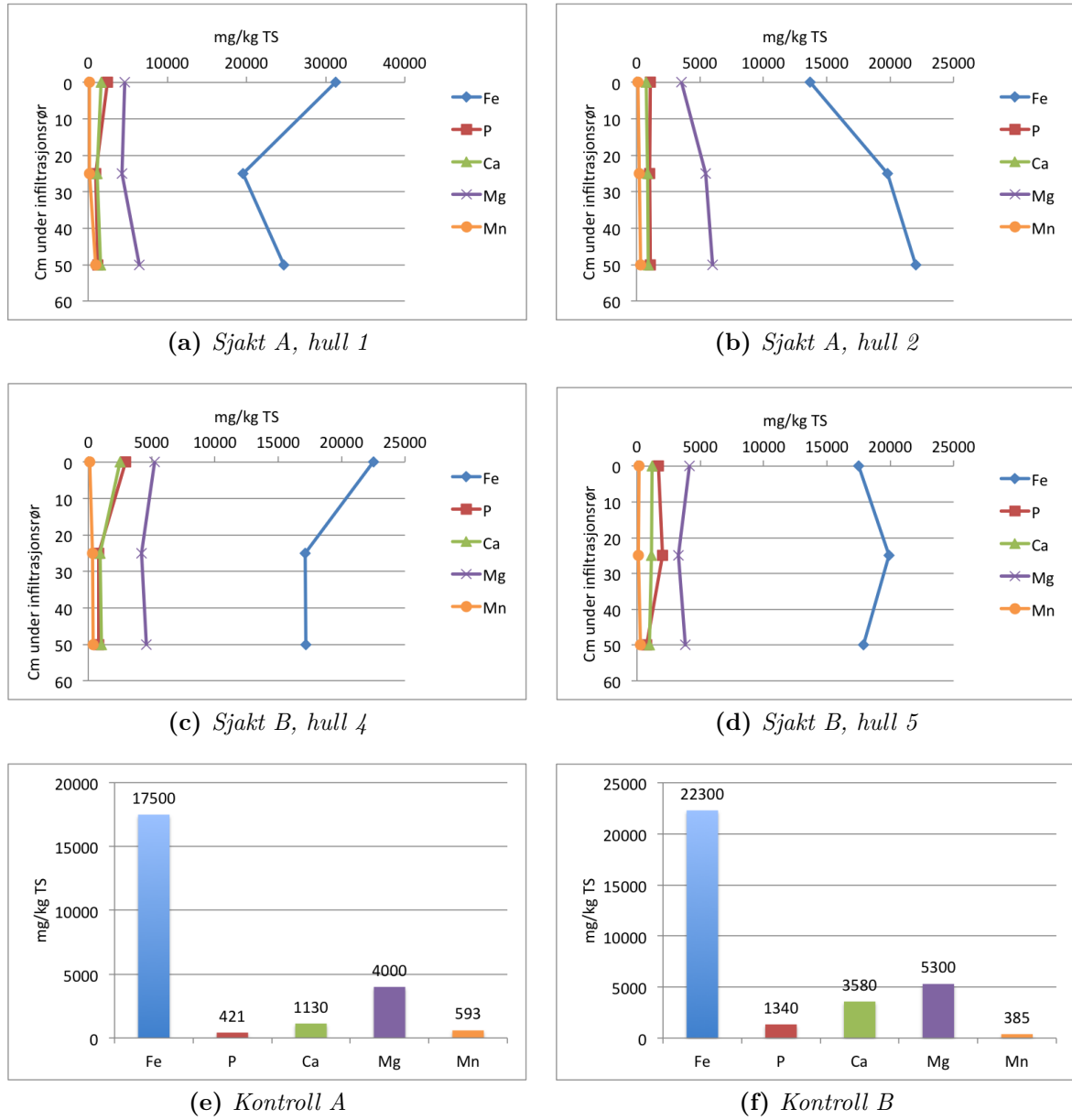
Tabell 7: *Hvor stor andel, i %, av tot-P som finnes som P-Al i sjakt A, B og C.*

1,0% ved 50 cm og 100 cm. Kontrollprøven viser i anlegg 2 at 0,7% av tot-P finnes som plantetilgjengelig.

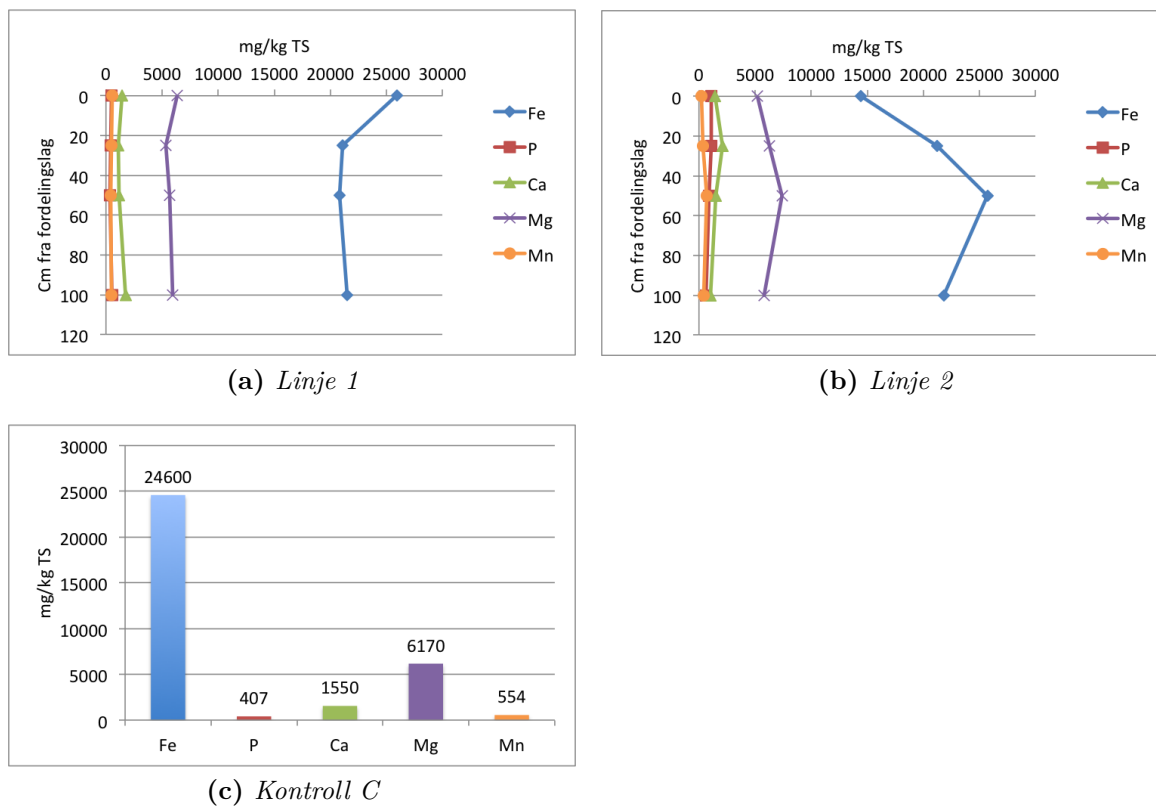
Tabell 7 oppsummerer hvor mange prosent av tot-P som finnes som P-Al i de ulike dybdene. Verdiene er regnet ut ved å dele gjennomsnittet av P-Al i et gitt dyp med snittet av tot-P i samme dyp:

$$\frac{\text{Gjennomsnitt av P-Al i prøvehull i et gitt dyp/sjakt}}{\text{Gjennomsnitt av P i prøvehull i et gitt dyp/sjakt}} \times 100 \quad (16)$$

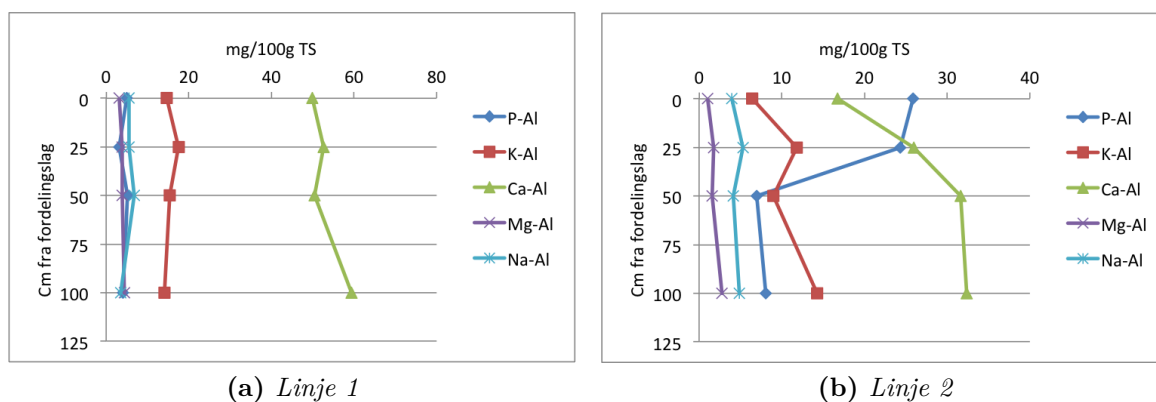
Alle verdiene i sjakt A, B og C minker nedover i profilet og kontrollhullene har i alle sjaktene den laveste verdien.



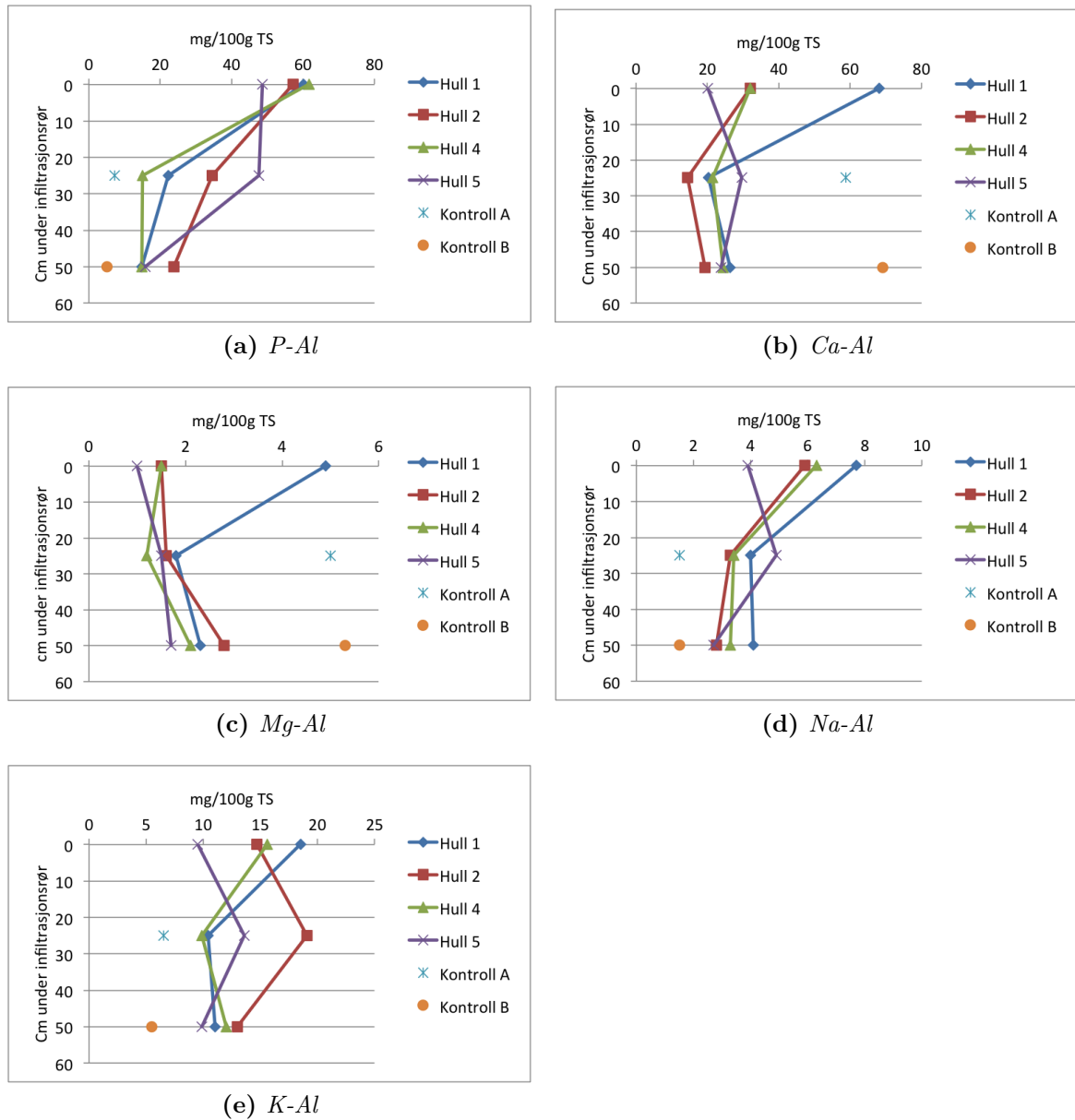
Figur 27: Total konsentrasjon av P, Fe, Ca, Mg og Mn i anlegg 1.



Figur 28: Total konsentrasjon av P, Fe, Ca, Mg og Mn i anlegg 2.



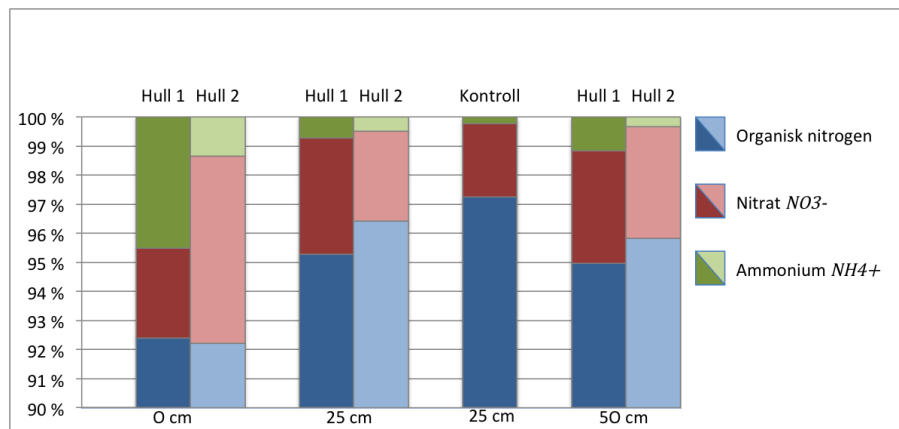
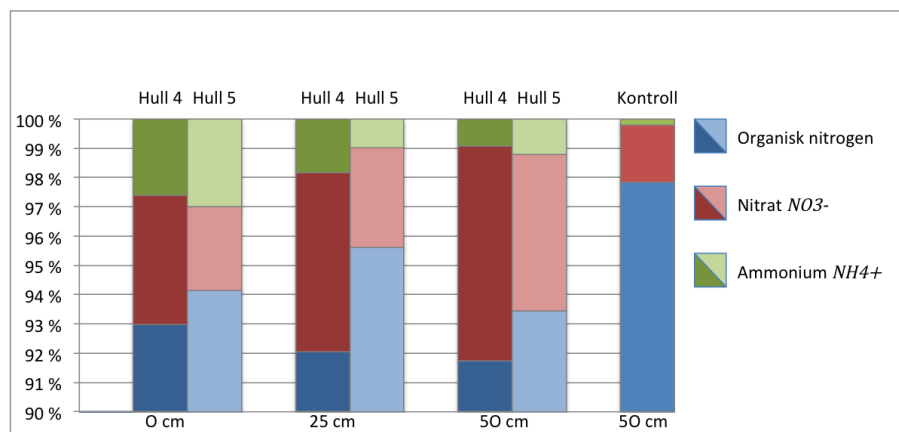
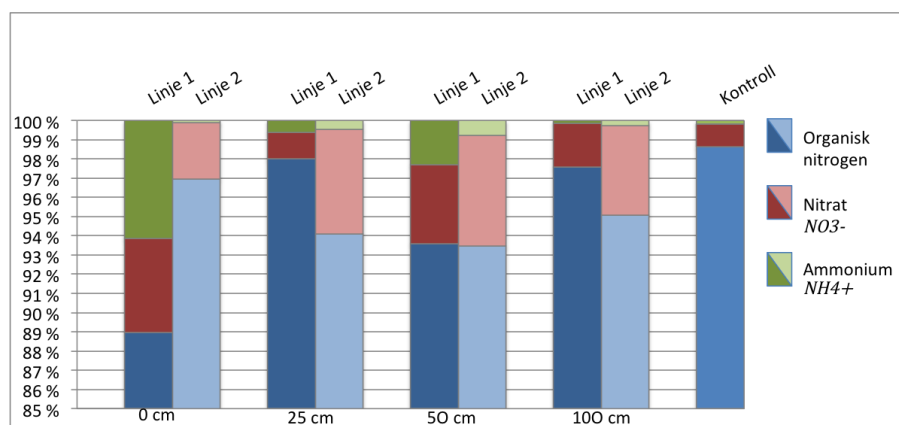
Figur 29: Lett plantetilgjengelig P, Ca, Mg, Na og K i anlegg 2.



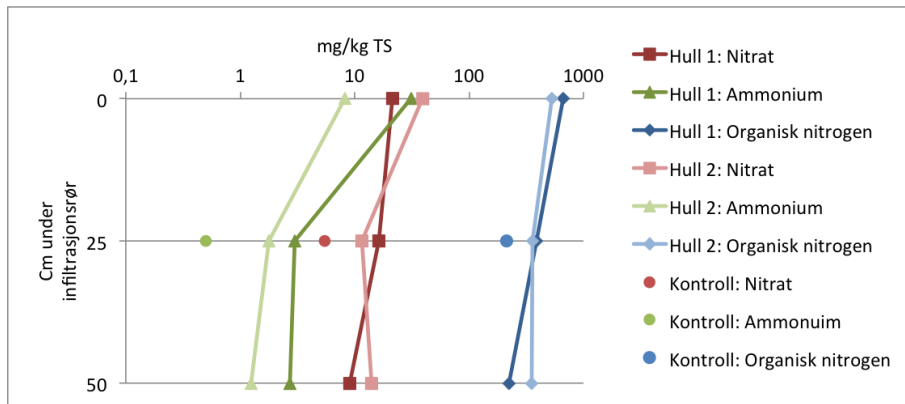
Figur 30: Lett plantetilgjengelig *P*, *Ca*, *Mg*, *Na* og *K* i anlegg 1.

Nitrogen: Resultatet fra nitrogentestene er presentert for hver av prøvesjaktene A, B i anlegg 1 og C i anlegg 2 (figur 31 og 32). Generelt for anlegg 1 viser kontrollprøven lavere konsentrasjon enn prøvehullene ved samme dyp. Trenden for de ulike formene av N er at de minker nedover i profilet i de aller fleste tilfellene. I sjakt B minker andelen av ammonium, mens andelen av NO_3^- øker (figur 31b og 32b). I sjakt A er ikke denne trenden like tydelig (figur 31a og 32a). I sjakt C er det vanskelig å se noen trender i det hele tatt (figur 31c og 32c), men mengden organisk N ligger relativt stabilt rundt 200-600 mg/kg TS gjennom hele prøvetakingslinja. Figur 33 viser fordelingen av tot-N nedover i profilet i anlegg 1 (figur 33a) og langs prøvetakingslinja i anlegg 2 (figur 33b). I anlegg 1 er trenden avtagende. Anlegg 2 har ingen god trend, da linje 1 og 2 henholdsvis stiger og synker i forhold til verdien nærmest fordelingslaget.

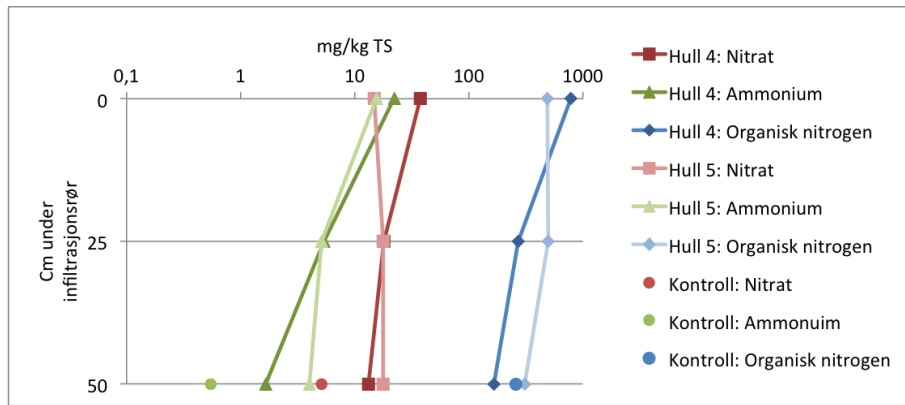
Når en ser på forholdet mellom TOC og NO_3^- (figur 34) vises det i figur 34a at ved høyt innhold av TOC har en også høyt innhold av NO_3^- . Dette vises ikke like godt i figur 34b og figur 34c.

(a) *Sjakt A*(b) *Sjakt B*(c) *Sjakt C*

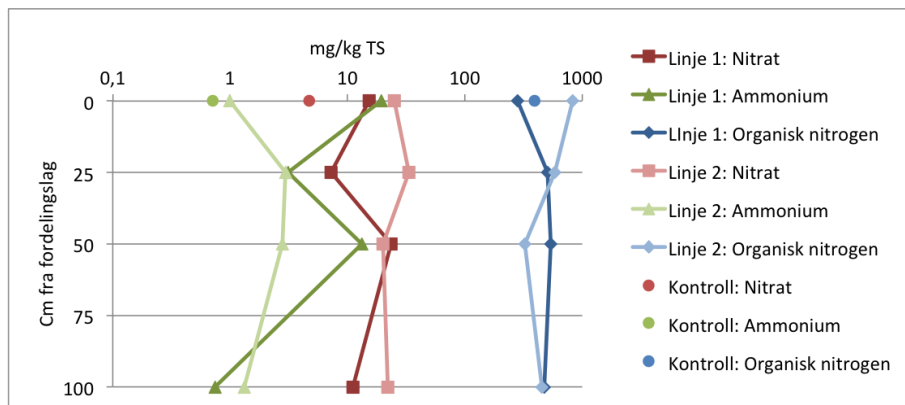
Figur 31: Forhold mellom organisk nitrogen, ammonium og nitrat i anlegg 1 og 2.



(a) Sjakt A

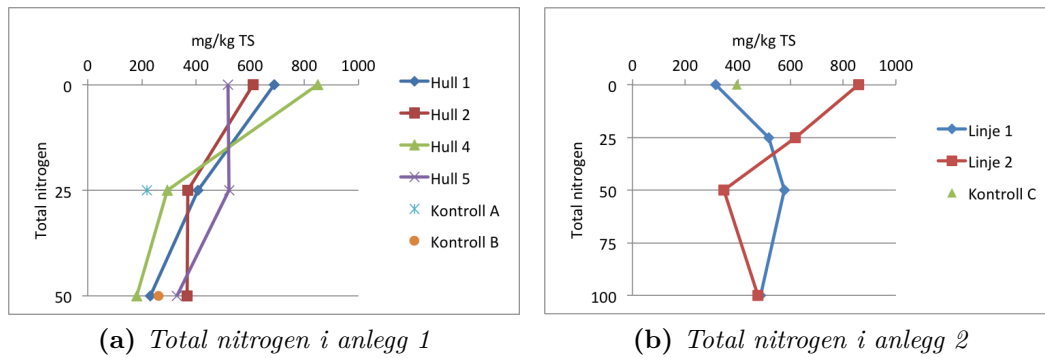


(b) Sjakt B

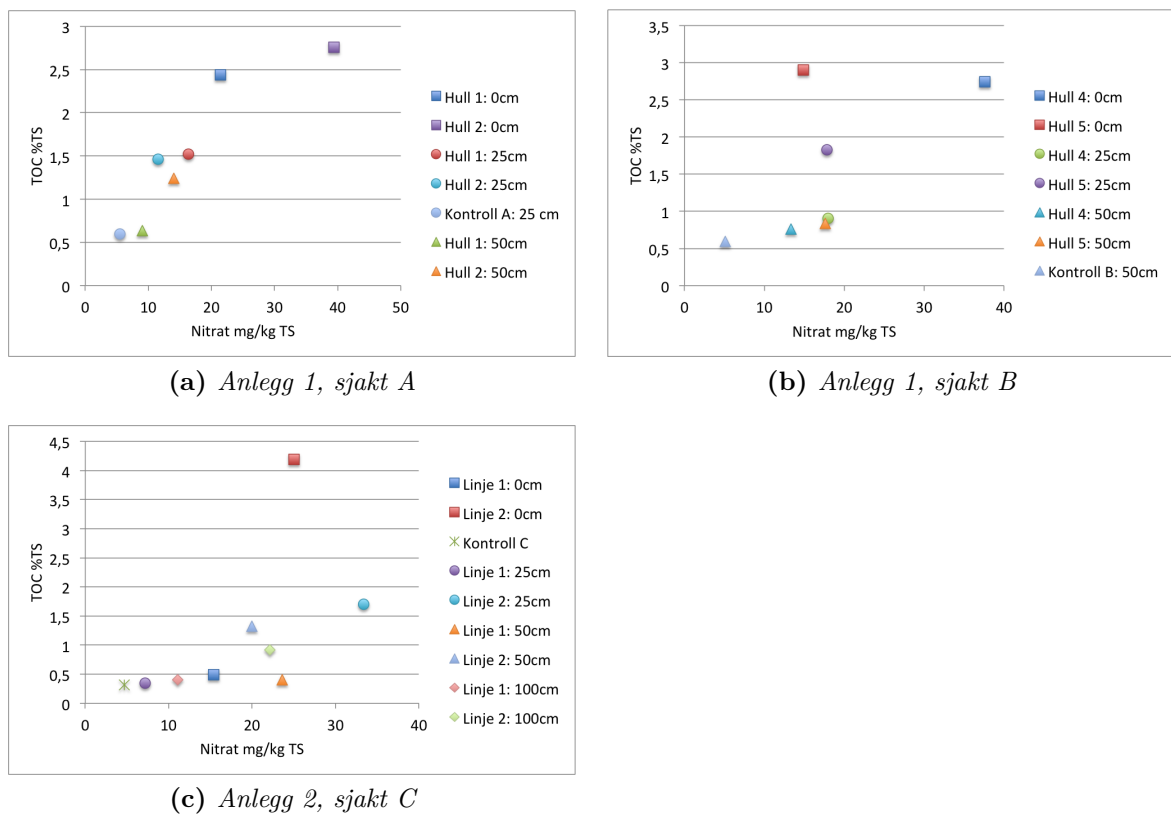


(c) Sjakt C

Figur 32: Nitrogen nedover i profilet i anlegg 1 og 2.



Figur 33: Total nitrogen i begge anlegg; $Tot-N = NO_3^- + NH_4^+ + \text{organisk nitrogen}$.

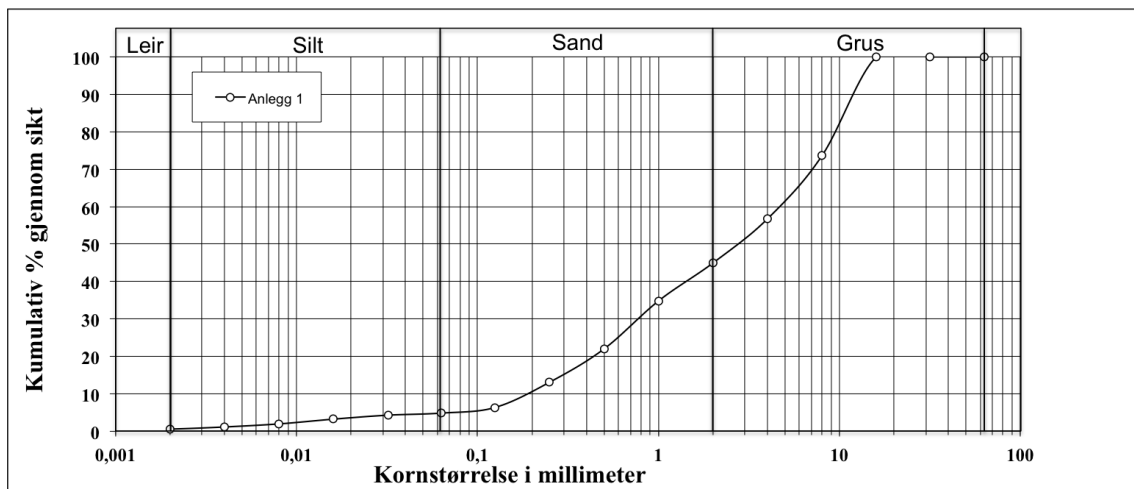


Figur 34: Forhold mellom TOC og NO_3^- i anlegg 1 og 2.

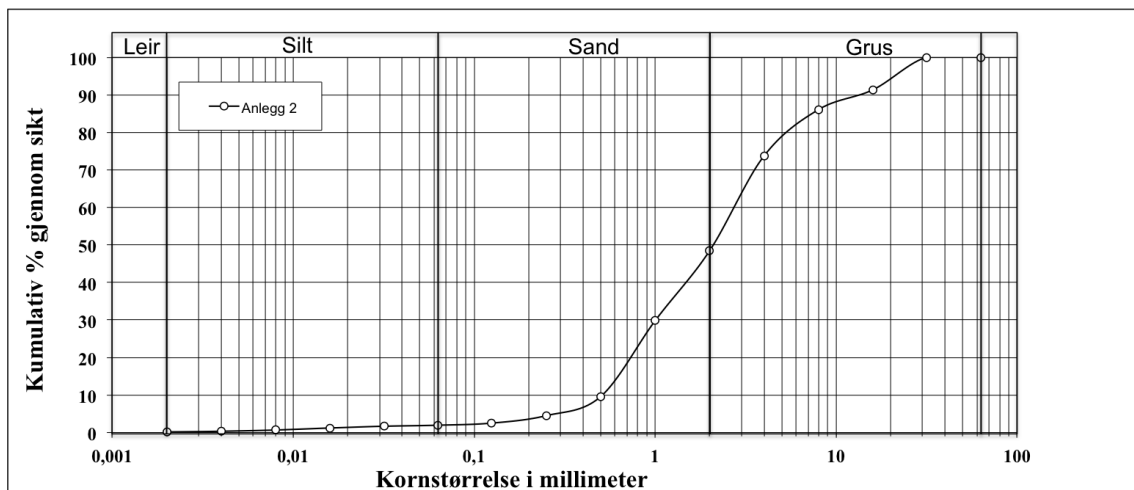
4.3 Kornfordelingsanalyse

Kornfordelingsdiagrammene for anlegg 1 og 2 er relativt like. Massene er sortert, og inneholder lite eller ingen leire. I anlegg 1 er 4,85% silt og leire (fraksjon $< 0,063$ mm), 40,09% sand og 55,05% grus. Anlegg 2 inneholder 1,96% silt og leire, 46,52% sand og 51,52% grus. Største fraksjon i anlegg 1 er 8-16 mm, mens det i anlegg 2 er 16-31,5 mm.

Vedlegg F.2 viser fullt resultat av analysen.



Figur 35: Kornfordelingsdiagram fra anlegg 1.



Figur 36: Kornfordelingsdiagram fra anlegg 2.

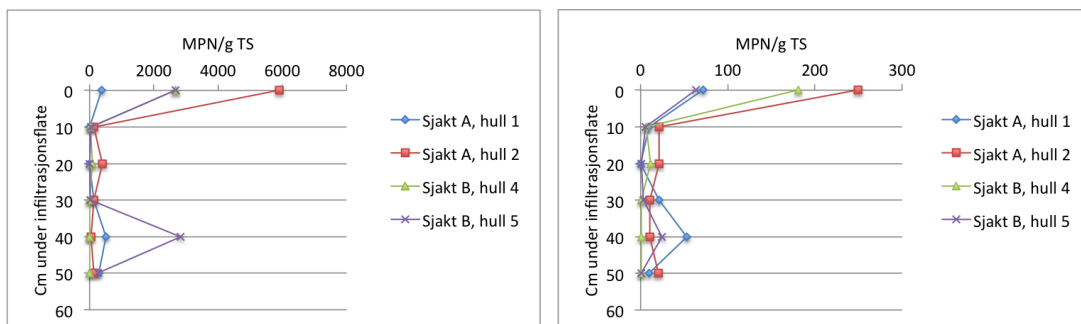
Beregning av parametere i anlegg 1: $d_{10} = 0,2\text{mm}$, $M_d = 2,8\text{mm}$, $S_0 = 24$. Løsmassen plasseres i klasse 4 (figur 5). Ved å bruke formel 2 blir løsmassens hydrauliske konduktivitet beregnet til $K = 4 \times 10^{-5}\text{m/sek}$.

Beregning av parametere i anlegg 2: $d_{10} = 0,5\text{mm}$, $M_d = 2,0\text{mm}$, $S_0 = 5,6$. Løsmassen plasseres i klasse 3 (figur 5). Ved å bruke formel 2 blir løsmassens hydrauliske konduktivitet beregnet til $K = 2,5 \times 10^{-4}\text{m/sek}$.

4.4 Mikrobiologi

Figur 37 viser fordelingen av KB og E. coli under infiltrasjonsrøret i anlegg 1. Det er tatt prøver på fire ulike steder (hull 1, 2, 4 og 5) langs infiltrasjonsgrøften, i sjakt A og B. Det er i alle prøvehullene høyest mengde bakterier ved infiltrasjonsrøret, med en rask tilbakegang av MPN/g TS fra og med neste målepunkt, 10 cm under infiltrasjonsrøret. Reduksjonen i E. coli og KB fra 0 cm under infiltrasjonsrøret til 100 cm under infiltrasjonsrøret ligger i området fra 23,6 - 99,96% i anlegg 1. Verdiene i prøvehull 1 er 86,6% for E. coli og 23,6% for KB mens verdiene i hull 2, 4 og 5 ligger i området fra 90-99,6%. I anlegg 2 (figur 38), sjakt C, er prøvene tatt langs et leirlag langs bunnen av fordelingslaget. Resultatene viser også i denne situasjonen at det er mest bakterier i nærhet av utslippspunktet og at mengden minker når en beveger seg vekk fra dette punktet. Reduksjonen i E. coli fra 0 cm til 100 cm er 91,9% mens reduksjonen i KB ligger på 98,3% i linje 1.

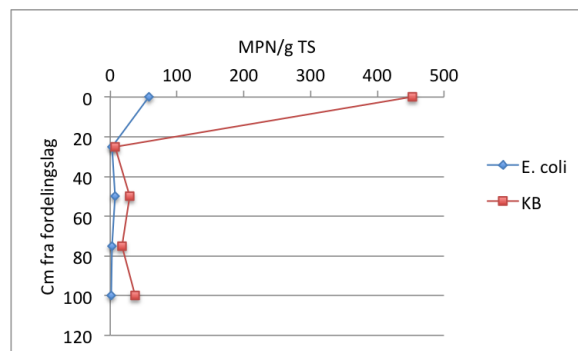
Det er ikke analyser for E. coli eller KB i linje 2, sjakt C, eller i kontrollhullene. Se fullstendig resultat av analysen i vedlegg G



(a) Fordeling av KB nedover i jordprofilen

(b) Fordeling av E. coli nedover i jordprofilen

Figur 37: Resultat av E. coli og KB analyser fra Sjakt A og B (anlegg 1).



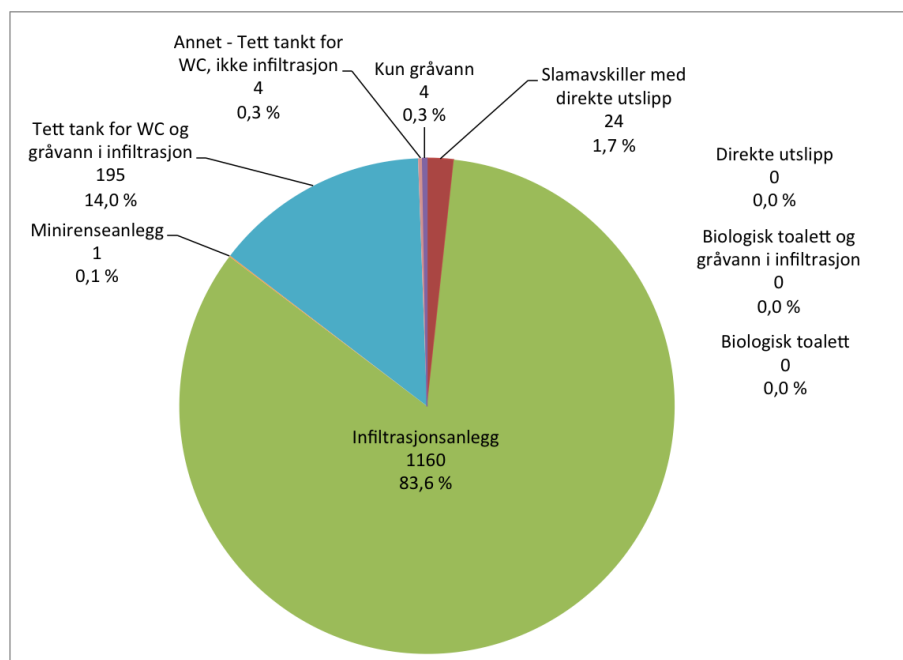
Figur 38: Fordeling av KB og *E. coli* i sjakt C, linje 1 (anlegg 2).

4.5 Data fra Gjøvik

Undertegnede har fått fri tilgang til dataene og hovedrapporten Asplan Viak AS har skrevet i forbindelse med deres arbeid for Gjøvik kommune, og relevante data derfra er tatt med i denne oppgaven. Det er kartlagt ulike typer av infiltrasjonsanlegg/renseløsninger. Det er registrert 1388 av totalt 2 470 anlegg i kommunen, 1160 av disse er infiltrasjonsanlegg (figur 39). Infiltrasjonsanleggene ble inndelt i fire ulike klasser etter hvor god funksjon de ble vurdert å ha. Det er flest infiltrasjonsanlegg, 46%, i klasse 3; dårlig funksjon. I den beste klassen, klasse 1; god funksjon, er det kun 1,4% av totalt antall anlegg (tabell 8). Asplan Viak AS har brukt de registrerte dataene og estimert anleggstypen til de uregistrerte anleggene. Tabell 9 viser estimasjon av de alle anleggene i Gjøvik kommune basert på datagrunnlaget som er undersøkt.

Alle registreringene er lagret i en database hvor det er utført spørringer i forhold til sammenheng mellom klasse og alder på anlegg (tabell 10), grøfteareal (tabell 11) og løsmassenes evne til infiltrasjon (tabell 12).

Anleggene fra 1980 har flest anlegg i klasse 2, noe som betyr at de fremdeles fungerer til en viss grad. I anleggene fra 1985 er majoriteten klassifisert til klasse 3, med lav egnethet og antatt dårlig rensing. Når det gjelder grøfteareal er ingen av anleggene med mindre enn 25 m² klassifisert i klasse 1. 16 av anleggene med godt egnet jord for infiltrasjon havner i klasse 1, 56 i klasse 2, 13 i klasse 3 og 6 i klasse 4.



Figur 39: Kartlagte data fra registreringen av anlegg i Gjøvik.

Parametere	Kl. 4 anlegg -Meget dårlig funksjon	Kl. 3 anlegg -Dårlig funksjon	Kl. 2 anlegg -Middels god funksjon	kl. 1 anlegg -God funksjon
Løsmassenes egnethet for infiltrasjon	Dårlig	Lav	Middels	God
Areal Spredegrøft	(eldre anlegg, maks 20m2)	Normalt <20 - 25m2)	(min. 20 - 25m2)	>25m2
Oppstuving	Utslag terreng eller oppstuving i filter	Oppstuving påvist	Nei	Nei
Registrerte anlegg	282	528	331	19
Andel av registrert	24 %	46 %	28 %	2 %
Rensegrad fosfor	10 - 20 %	30 - 40 %	60 - 70 %	>90 %
Rensegrad BOF5	25 - 35 %	45 - 55 %	60 - 70 %	>90 %
Begrunnelse	Lite egnet jord for infiltrasjon. Stor belastning. Utslag til terreng eller oppstuving. Anlegg eldre enn 30 år	Mindre egnet jord for infiltrasjon. Stor belastning. Oppstuving. Anlegg eldre enn 30 år	Middels egnet jord for infiltrasjon. Stor belastning. Grøfter ligger dypt. Ikke påvist oppstuving. Eldre anlegg.	Godt egnet jord for infiltrasjon. Noe høy belastning. Nyere anlegg. Ikke påvist oppstuving eller andre alvorlige feil.

Tabell 8: Kartlagte data med begrunnelse av plassering i grupper.

Anleggstype	Estimert fordeling av anleggstyper	Prosentfordeling av anleggstyper
Direkte utslipp	0	0,0 %
Slamavskiller med direkte utslipp	43	1,7 %
Infiltrasjon kl. 1	34	1,4 %
Infiltrasjon kl. 2	591	23,9 %
Infiltrasjon kl. 3	942	38,2 %
Infiltrasjon kl. 4	503	20,4 %
Minirensanlegg	2	0,1 %
Tett tank for WC og gråvann infiltrasjon	348	14,0 %
Biologisk toalett + infiltrasjon for gråvann	0	0,0 %
Biologisk toalett	0	0,0 %
Annet - Tett tank for WC, ikke infiltrasjon	7	0,3 %
Sum	2470	100,0 %

Tabell 9: Estimerte data ut fra datagrunnlaget i de registrerte anleggene.

Klasse / Alder	1980	1985
1	0	0
2	11	181
3	9	380
4	6	171

Tabell 10: Antall anlegg bygget i 1980 og 1985 fordelt i ulike infiltrasjonsklasser.

Klasse / Grøfteareal	< 20m ²	20-25m ²	> 25m ²
1	0	0	19
2	6	204	139
3	46	436	77
4	69	66	34

Tabell 11: Antall anlegg i hver klasse fordelt etter areal på spredegrøft.

Klasse / Egnethet	God	Middels	Dårlig
1	16	3	0
2	56	293	1
3	13	306	237
4	6	87	191

Tabell 12: Antall anlegg i hver klasse fordelt etter løsmassenes egnethet til infiltrasjon.

4.6 Data fra NAT-programmet, anlegg 2

Resultatene fra NAT-programmet er tatt med i denne oppgaven for å kunne gi et bilde av hvordan anlegget utvikler seg med hensyn på rensing. Dataene er hentet inn i da anlegget var nytt, og bildet det gir sammen med dagens data er med på å gi en bedre forståelse av anlegget.

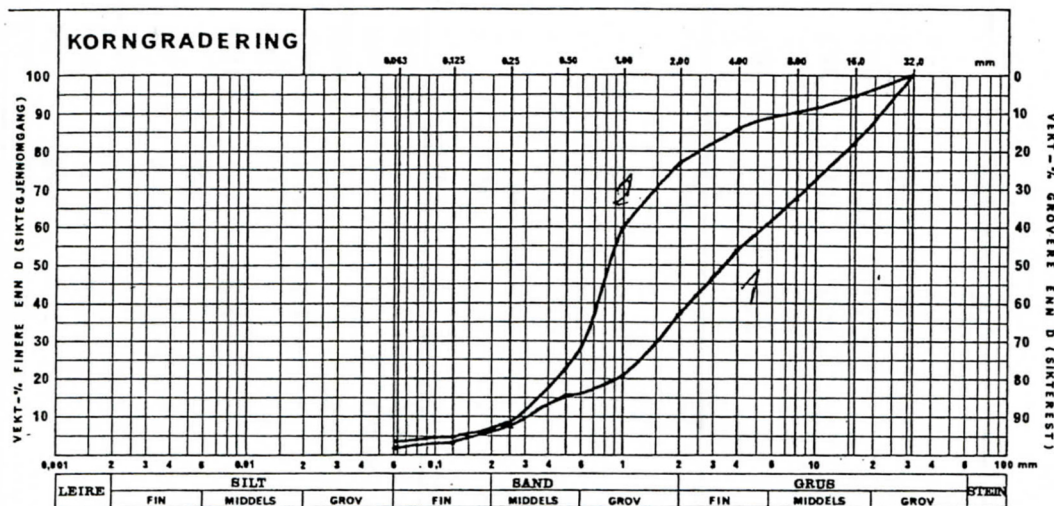
Resultatene som kommer fra NAT-programmet viser målinger av ulike parametere i avløpsvannet over en periode på 5 år. Vannprøvene er samlet inn etter 1 meter og 8 meter fra infiltrasjonsflaten, i såkalte prenarer (utstyr for innsamling av vannprøve i jord), i tillegg til pumpekum og drenering. Tabell 13 viser resultatet hentet fra rapporten som ble skrevet om prosjektet (Westby et al. 1997). Dataene er så gjennomgått av undertegnede i denne masteroppgaven, for lettere se etter sammenhenger blant annet mellom tot-P og tot-P over tid. Gjennomsnittlige verdier er vist i tabell 14. Kornfordeling av løsmassene i anlegget vises i figur 40.

	Parameter	Enhet	11.10.93	25.03.94	14.06.94	30.12.94	15.08.95	16.11.95	14.03.96	29.04.96	02.09.96	16.12.96	28.04.97	01.09.97
Pumpekum	pH	-							7,0		7,9	7,5	7,7	7,9
	TOT-N	mg/l	69,8		73,3	86,4	91,2		13,8		71,8	89,8	94	
	NH4-N	mg/l	61,3		57,8	67,3	88,6		8,27		67,4	75	63,5	63,9
	NO3-N	mg/l	0,1		<0,2	<0,2	<0,2		<0,2		0,2	<0,2	<0,2	<0,2
	TOT-P	mg/l	6,72		10,3	9,4	6,98		1,57		7,92	8,35	15	
	TOT-bakterier	ant./ml					38 000				2,50E+07		8,00E+07	2,00E+07
Prenart 1, 1m fra filter	pH	-						5,9				7,5		
	TOT-N	mg/l	30,7	47,1	49,9		41,6	45,3				28,6		
	NH4-N	mg/l	0,22	<0,1	0,22		<0,2	0,2				<0,2		<0,2
	NO3-N	mg/l	28,7	16,2	47,2		41,4	45,4				25,6		41,5
	TOT-P	mg/l	0,01	<0,01	0,03		<0,01	<0,01				0,03		
Prenart 2, 1m fra filter	pH	-						6,3			6,3	6,7		6,3
	TOT-N	mg/l	68	45,3	57,9	20,3	78,7	77,1			74,1	33,1	36,7	
	NH4-N	mg/l	0,18	<0,1	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2			<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
	NO3-N	mg/l	65,8	43,7	54	19,4	78,9	74,1			74,3	31,6	34,7	50,2
	TOT-P	mg/l	0,01	0,01	<0,01	0,1	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01	
Prenart 3, 8 m fra filter	pH	-						6,0			6,1	6,7	6,3	
	TOT-N	mg/l	57,4	46,9	50,9	31,1	50,1	43,8			53,9	35,8	50,3	
	NH4-N	mg/l	0,23	<0,1	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2			<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
	NO3-N	mg/l	54,5	45,9	49	28,9	51,1	41,3			53,2	35,2	49,9	48,2
	TOT-P	mg/l	0,01	0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01			<0,01	<0,01	<0,01	
Prenart 4, 8 m fra filter	pH	-							7,0					
	TOT-N	mg/l	65,6	61,9	55		54,2		2,63					
	NH4-N	mg/l	0,1	<0,1	<0,2		<0,2		<0,2					
	NO3-N	mg/l	63	59,2	50,9		55,6		2,2					
	TOT-P	mg/l	0,01	<0,01	<0,1		<0,01		0,03					
Drenering nederst, 8 m fra filter	pH	-										6,6	6,3	6,3
	TOT-N	mg/l	37	52,8	35,1	31						49,1	44	
	NH4-N	mg/l	0,13	<0,1	<0,2	<0,2						<0,2	<0,2	<0,2
	NO3-N	mg/l	35,9	50,7	32,6	30,4						46,2	42	50,6
	TOT-P	mg/l	0,19	0,03	<0,01	0,03						0,02	0,06	
	TOT-bakterier	ant./ml								100000		<1000	200	1500

Tabell 13: Data samlet inn under NAT-programmet i 1993-97.

Snittverdier	Tot-P (mg/l)	pH	Bakterier (ant./ml)
Pumpekum	8,28	7,60	$4,16 \times 10^7$
1m fra filter	0,0127	6,49	-
8m fra filter	0,0121	6,41	-
Drenering	0,06	6,39	25 675

Tabell 14: Gjennomsnittlige verdier i pumpekum, 1 meter fra filter, 8 meter fra filter og drenering.



Figur 40: Kornfordelingsdiagram for anlegg 2: Lokalitet 2 (kurve 1), prøvedyp 0,7-1,1m og lokalitet 3 (kurve 2), prøvedyp 0,4-0,9. Hentet fra Westby et al. (1997).

5 Diskusjon

5.1 Geofysikk

Metoden, og spesielt de tversgående målingene, fungerer godt som et verktøy for å lokalisere anlegget uten å måtte grave. Målingene forenklet arbeidet rundt oppgraving av anleggene i feltperiode to. Det er vanskelig å si noe nøyaktig om den hydrauliske kapasiteten i løsmassene, men profilene gir en indikasjon på hvor infiltrasjonen skjer. Prøvene tatt for dette prosjektet ble utført etter/under store nedbørsperioder og det øverste laget i bakken var flere steder tilnærmet vannmettet. Dette kan ha gitt utslag i målingene og senket nøyaktigheten. Det var tydelige lag i profilet med lavere resistivitet, noe som tyder på vann i grunnen.

I anlegg 2 (figur 26b) så man to punkt langs linja med endringer i resistiviteten. Ved første øyekast virket det som om anlegget lå ved 12 meter, men under oppgraving viste det seg at dette var et område bestående av store kampesteiner (mulig dette er en gammel drenggrøft i den dyrka marken). Grøften befant seg ved 9 meter, der det også vistes et område som skiller seg ut. Den lave resistiviteten i de underliggende lagene i anlegg 2 antas å være leirlaget som ble påvist i bunnen av fordelingslaget under oppgraving. Dette viser at oppgraving og prøvetaking er nødvendig for å få riktige data.

Ved anlegg 1 (figur 25) vistes det et område med lav resistivitet ved 7 meter på den langsgående målingen (25a). Dette er påvist å være en slamavskiller. Ellers viste den tversgående målingen (25b) mulige plasseringer av anlegget etter 8 meter og etter 13 meter. Ved oppgraving ble anlegget funnet ved 13 meter.

Om en sammenligner de langsgående målingene fra anlegg 1 og 2 viser anlegg 1 en dypere beliggenhet i forhold til resistiviteten i bakken. Dette ble bekreftet da utgraving av anleggene ble gjennomført. Indikasjonen om et dypt anlegg var nødvendig under oppgravningen av anlegg 1 siden anlegget ligger på 1,80 meters dyp og oppgravningen lett kunne bli stoppet om det ikke fantes indikasjoner på at anlegget skulle ligge i området. Det er imidlertid viktig å huske at målingene ikke gir korrekt dybdehenvisning. Målinger langs grøftene er ellers ikke å anbefale med denne metoden, da målingene lett blir påvirket av grunnforhold som ligger til siden for selve elektrodelinjen. En langsgående måling vil derfor lett kunne bli påvirket av forhold utenfor selve infiltrasjonsområdet, uten at en kan si noe om hvilken side av grøften

påvirkningen kommer fra (oppstrøms eller nedstrøms). Siden de geofysiske målingene ikke er prosessert med terrengkorreksjon i denne oppgaven er det vanskelig å bruke informasjonen herfra til annet enn indikasjoner.

5.2 Jordkjemi

Adsorpsjon av P, og dermed jordens innhold av Fe, Ca, Mn og Al, utgjør de viktigste parameterene i forhold til infiltrasjonsanleggets antatte levetiden på 20-30 år. Det er forventet en endring av jordens innhold av disse elementene i jordprøven sammenlignet med kontrollprøven. I hull 1 er de fleste av konsentrasjonene av Fe, P, Ca, Mg og Mn høyere enn i kontrollhullet, men denne trenden minker utover i hull 2 og 4 og de fleste av konsentrasjonene er lavere enn kontrollhullet i hull 5 (tabell 5). Løsmassene i begge anleggene inneholder mye Fe (13700-31300 mg/kg TS), noe som er gunstig med tanke på adsorpsjon.

I anlegg 1 hvor infiltrasjonen har selvfølgelig kan en tenke en gradvis igjentetting av hullene i infiltrasjonsrøret siden avløpsvannet ikke vil fordeles jevnt. Resultatene kan vise tegn til dette i forhold til hvor mange av grunnstoffene som har høyere konsentrasjoner i prøvehullene enn kontrollhullene der det er høyest konsentrasjon i hull 1 og minkende utover til hull 2, 4 og 5. Dette kan indikere det er størst belastning i starten av infiltrasjonsgrøften. Optimalt skal hele anlegget belastes likt, noe som forekommer om anlegget er konstruert med pumpekum for støtvis belastning. Kontrollhullene i anlegg 1 (kontroll A og B) kan ha blitt påvirket av avløpsvann i horisontal strømming fra infiltrasjonsområdet, men dette er lite sannsynlig da det ikke er lagdeling i jorden og den hydrauliske kapasiteten er meget god. En ser allikevel høyere verdier i kontroll B enn forventet, spesielt verdiene for P og Ca. Det kan derfor antas at denne prøven er noe forurenset.

Det er mye høyere konsentrasjon av tot-P under infiltrasjonsområdet enn i kontrollhullene, men det er vanskelig å si noe om adsorpsjonsmulighetene videre. Det går an å finne maks adsorpsjon ved å bruke Langmuirs likning (6), men dette krever en dyr undersøkelse som ikke er gjort for denne oppgaven. Alle prøvene i prøvehullene (ikke kontrollprøvene) har høyere konsentrasjon av P/kg TS enn det morenejord i gjennomsnitt kan adsorbere (Jenssen et al. 2006). Gjennomsnittsverdier i Ås kommune er vist i tabell 15. Ut fra det kan det tolkes at jorden er mettet med P. Ser en på kontroll A og B viser disse lavere verdier for alle stoffene enn verdiene i tabell 15.

	mg/100g TS
P-Al	10,6
Mg-Al	15,6
K-Al	16,1

Tabell 15: Gjennomsnittsverdier for plantetilgjengelige næringsstoffer i Ås kommune.

For å sammenligne jorden i anleggene med vanlig jord på dyrket mark kan en se på gjøddelforskriften. Denne sier at en skal vurdere mengde gjødsel i forhold til næringsinnholdet i jorden. I praksis betyr det at om P-Al overstiger 7 mg/100 g TS bør gjødslingen reduseres og om P-Al overstiger 14 mg/100 g TS bør det ikke gjødsles i det hele (Skøien, Hansen, Nesheim, Fystro, Øgaard, Øpstad & Bechmann 2011). Prøvene fra anlegg 1 overstiger disse verdiene i prøvetakingshullene. Kontroll A ligger P-Al verdien på 7,3 mens det i kontroll B ligger på 5,0. Disse verdiene tilsier altså at jorden i utgangspunktet kan gjødsles med fosforgjødsel og at den ikke allerede har for mye P. Den økende konsentrasjonen av P under anleggene kommer derfor fra avløpsvannet.

Van Cuyk, Siegrist, Lowe, Drewes, Munakata-Marr & Figueroa (2005) viser til i sine forsøk at P-Al minker nedover i jordprofilen. Mengden tot-P er høyere, men synker også til dels nedover. Fra resultatene i denne oppgaven ser en at P-Al nivåene synker i alle prøvehullene i anlegg 1 (tabell 7). Verdiene av tot-P minker i prøvepunkt 2 (25 cm fra infiltrasjonsrøret), men øker igjen 50 cm fra infiltrasjonsrøret til et nivå mellom 0 cm og 25 cm. Selv om usikkerheten i målingene gir en mulighet for at trenden i grafene blir feil framstilt da enkeltverdiene ofte ligger i usikkerhetsintervallet til nabovertiene, er det en sikker reduksjon mellom 0 og 25 cm under infiltrasjonsrøret kun i hull 1 og 4. I rapporten fra Robertson (1995) viser enkelte resultater liknende tendenser som resultatene i denne oppgaven. Prøvene i rapporten er tatt i mettet sone, og verdiene for fosfat er her relativt like nedover i profilen. Rapporten nevner at resultatene kan tyde på at adsorpsjonskapasiteten er full, men det er ikke konkludert med dette. Det kan også bemerkes at Hu et al. (2005) ikke fant noen øvre grense for P-binding og jorden kan være mettet. Med tanke på konsentrasjonen av tot-P og P-Al kan det antas at adsorpsjonen fremdeles fungerer. Siden mengden P-Al minker er det grunn til å mene at P blir adsorbent av løsmassene lenger ned i profilen.

Anlegg 2 viser også den generelle trenden med relativt like verdier av tot-P langs prøvetakingslinja. Mengden P-Al er i de to linjene litt ulike, men dette kan skyldes

feilkilder ved prøvetakingen. Linje 2 viser samme trend som resultatene i anlegg 1, mens linje 1 viser relativt like verdier også for P-Al. Prøvene av tot-P fra NAT-programmet viser mye P i pumpekummen før infiltrasjonsanlegget. I vannprøvene fra profilet er fosforinnholdet lite, men stabilt. At prøvene også her er jevne kan tyde på at anlegget fungerer også i dag, selv om Robertson (1995) mener at slike verdier kan indikere dårligere adsorpsjon.

God avstand til grunnvannet er en fordel for fosforrensingen. Van Cuyk et al. (2005) fant en tilnærmet 100% fjerning av P innen 60 cm jordprofil. Lenger avstand til grunnvannet gir mer jord som kan adsorbere P. I området rundt anlegg 1 er det boret en del grunnvannsbrønner ned til 100-120 meter, og grunnen er godt egnet for infiltrasjon (Norges Geologiske Undersøkelse 2012b). Det er ikke brønner i området rundt anlegg 2, men avstanden til grunnvannet er antatt tilstrekkelig siden det i sjakt D hvor det ble gravd lenger ned i jordprofilet ikke var tegn til grunnvannet.

NAT-resultatene viser mye NH_4^+ i samsvar med lite NO_3^- , og vice versa. Fra pumpekummen, hvor mye av N finnes som NH_4^+ , til prøvene 1 meter fra filteret hvor mesteparten befinner seg som NO_3^- er det tydelige tegn på en nitrifikasjonsprosess. Videre nedover profilet varierer verdiene av NO_3^- lite. Målinger fra anlegg 2 viser en relativt jevn verdi av NO_3^- langs prøvetakingslinja.

Resultatene fra anlegg 1 viser en reduksjon av NO_3^- nedover i profilet. Dette kan tyde på at denitrifikasjon pågår i tillegg til nitrifikasjon. Det er imidlertid andre faktorer som motsier dette. Mengden av TOC minker som forventet nedover i profilet. Det er i begge anleggene en generell trend at høyt innhold av TOC tilsvarer et høyt innhold av NO_3^- . Denitrifikasjonsprosessen bruker karbon som energikilde, og resultatene kan antas å vise at denne prosessen finner sted. Prosessen krever anaerobe forhold, og prøvene er alle tatt i umettet sone, så det var forventet lite denitrifikasjon i denne sonen. Det er en økning i prosentandel av NO_3^- nedover i profilet. Dette er også en faktor som tilsier at det er oksygen tilstede i infiltrasjonsområdet. Samlet sett er det derfor lite sannsynlig at denitrifikasjon står for en stor reduksjonen i TOC, men det vil finnes enkelte områder med anaerobe forhold, for eksempel i biofilmen, som gjør denitrifikasjon mulig. Nedgangen i TOC kan skyldes at bakteriene i biofilmen nærer seg på dette karbonet.

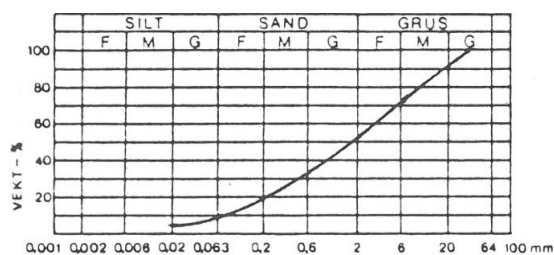
Resultatene fra anlegg 2 er generelt vanskelige å tolke. Prøvemethoden har mye av skylden, siden prøvene ble tatt langs et horisontalt leirlag under fordelingslaget. Avløpsvann fra anlegget rant på oversiden av leirlaget mens prøvene ble tatt, og

det er vanskelig å si om prøvene er forurenset eller ikke, og hvilke som eventuelt er forurenset og hvor mye. Det burde vært brukt samme prøvetakingsmetode i begge anleggene, men på grunn av oppbygningen av anlegg 2 ble det ikke gravd under infiltrasjonsområdet der for å unngå ødeleggelse av anlegget. Resultatene fra anlegg 2 må derfor tolkes etter de feilkildene som foreligger. Det hadde også vært ønskelig å sammenligne prøvene i anlegg 2 med prøver som ble tatt i anlegget under NAT-programmet. Her er det ikke mulig med en direkte sammenligning da tidligere prøver er vannprøver, mens prøvene i forhold til oppgaven er jordprøver. Prøvene er sammenlignet i forhold til trendene for måleresultatene og ikke selve verdiene i målingene.

I anlegg 1 finnes det også mulige feilkilder. Prøvetakingsmetoden var ikke optimal, og jord fra høyereliggende lag i profilet kan ha blitt med i prøvene tatt lenger ned. Det rant også i dette anlegget noe kloakk fra infiltrasjonsrøret og ned i prøvetakingshullene under prøvetaking.

5.3 Kornfordelingsanalyse

Ut i fra løsmassetyperne beskrevet i avsnitt 2.2.1 kan løsmassene i anlegg 1 og 2 sammenlignes med israndavsetning som vist i figur 41. Løsmassene i begge anleggene består av lite finkornede og grovkornede masser. M_d er omtrent 2 mm både i analysene fra anleggene og kornfordelingsdiagrammet til israndavsetningen.



Figur 41: Kornfordelingsdiagram av en typisk israndavsetning, figur fra Mæhlum et al. (2010).

Denne avsetningen stemmer også med det løsmassene er karakterisert som på løsmassekartet. Det at løsmassene faller inn i to ulike grupper ifølge figur 5 gjør at de er mer ulike med tanke på renseevne enn antatt i forhold til korngradering og visuelt inntrykk fra feltarbeidet. Det er ved anlegg 2 også tatt kornfordelingskurve i forbindelse med NAT-programmet. Figur 40 viser resultatet fra den analysen. Av

de to linjene i denne figuren er linje 1 mest lik i sammensetning som kornfordelingsdiagrammet vist i figur 36. Likheten tyder på at det er skjedd lite endringer i sammensetningen av massene i løpet av perioden anlegget har vært i drift. Det er usikkert hvor kurve 1 og 2 i figur 36 er i forhold til infiltrasjonsanlegget. Fra feltarbeidet, og som vist i vedlegg E.2, er de øverste 1-1,5 meter av løsmassene lagdelt med henholdsvis finkornet og grovkornet sand/grus. Dette kan forklare forskjellene i de to kornfordelingskurvene fra NAT-programmet. I sjakten der kornfordelingsprøven er tatt under feltarbeidet besto massene av sand og grus uten lagdeling og struktur.

Mye sand og grus i løsmassene fører til gode hydrauliske egenskaper i begge anleggene, og relativt gode renseevner i forhold til kjemisk og biologisk rensning. Mangel på finstoff kan ha påvirkning på renseeffekten, og avstanden til overflatevann og grunnvann bør være større enn 50 cm (Mæhlum et al. 2010). Brønnboringer i området rundt anlegg 1 viser at avstanden til grunnvannet er godt over de anbefalte 50 cm. Anlegg 2 har et leire/siltlag som ikke vises i kornfordelingsanalysen, men som sannsynligvis påvirker rensingen. Løsmassene i begge anleggene kan karakteriseres som grusig morene.

5.4 Mikrobiologi

Siden prøvene lå lenger enn anbefalt før analysene ble utført, og det er usikkert om prøvene forringes ved lagring, bør resultatene ikke studeres enkeltvis, men som en sammenligning av størrelsesforholdet prøvene seg i mellom. En stor feilkilde som også er viktig å merke seg i forhold til resultatene, er at det rant kloakkvann ned i massene som ble prøvetatt. Spesielt gjelder dette anlegg 2, der kloakken rant på leirlaget det ble tatt prøver av. En kan derfor ikke si så mye annet ut fra resultatene enn at det er klart høyest konsentrasjon rundt infiltrasjonsflaten/fordelingslaget, og at det avtar med avstand fra dette. Denne effekten er som forventet og derfor antatt å stemme til tross for unøyaktige verdier. Jenssen et al. (2006) sier at bakterier og parasitter ofte blir adsorbent til partikler, samt at biofilmen filtrerer bort en del.

Fe er godt for inaktivering av bakterier i tillegg til P adsorpsjon, og jorden i begge anleggene inneholder mye Fe. Van Cuyk et al. (2001) har gjort lysimeterforsøk og funnet at etter 20 uker fjernes 85-90% av total KB og 96-99% av fecal KB (*E. coli*). De nevner også en undersøkelse som ikke fant noe fecal KB 30 cm under biofilm i et fungerende infiltrasjonsanlegg. Inaktivering av patogener er effektiv gjennom biofilmen og i sonen like under. Dette stemmer med resultatene vist i denne oppgaven

der mesteparten av reduksjonen skjer mellom 0-25 cm under infiltrasjonsrøret, hvor biofilmen ser ut til å ligge.

Reduksjonen i *E. coli* og KB ligger i området opp til 3 log reduksjon (23,6 - 99,96%) i anlegg 1. Verdiene i prøvehull 1 er generelt lave, <1 log reduksjon (86,6% for *E. coli* og 23,6% for KB) mens resten av verdiene ligger i området fra 1 log reduksjon og oppover. For sammenligning kreves det i vannrensing en minimum reduksjon av bakterier på 3 log (99,9%) for at det skal godtas som et fullverdig renseslag (hygienisk barriere) (Ødegaard, Østerhus & Melin 2009). Selv om bakgrunnsnivået i jorden er kjent antas det at bakterienivået etter 30 cm fra utslippssted er tilbake til normalt. Siegrist et al. (2000) nevner en rekke undersøkelser som alle kom fram til at bakterier transporteres lite i umettet sone, men kan transporteres 10-100vis av meter i mettet sone. Det er derfor viktig med god nok rensing i umettet sone like inder biofilteret. Avstanden til grunnvannet er, spesielt i anlegg 1, lang nok.

Når en ser i forhold til bruk av slam som gjødsel er kravet at gjødsel som inneholder mer enn 2500 TKB per gram TS ikke bør brukes (Miljøverndepartementet, Landbruks- og matdepartementet & Helse- og omsorgsdepartementet 2003, kap. 3, §10). Fra 10 cm under infiltrasjonsrøret er innholdet av bakterier i jorden under dette kravet, og jorden kan i praksis sees på som ren.

5.5 Generell diskusjon

Det er i Jenssen et al. (2006) nevnt at ingen av infiltrasjonsanleggene som ble fulgt opp i NAT-programmet, og som var bygget etter standarden satt i 1985/1992, hadde hydrauliske problemer. Under arbeidene på Gjøvik ble det rapportert mange anlegg med oppstuvning og hydrauliske problemer, også blant anlegg anlagt etter 1992. Et hovedproblem blant disse anleggene er at ikke alle er bygget etter normen og har for lav kapasitet i forhold til belastningen. Resultatene fra Gjøvik viser at ytterst få, kun 19 (2%) av anleggene som ble registrert hadde god funksjon med tilfredsstillende rensing av avløpsvannet, karakterisert som kl. 1 anlegg. Disse anleggene består stort sett av nyere anlegg, med spredeareal på mer enn $25m^2$. Av kl. 1 anleggene er 12 anlagt i perioden 2000-2009, 6 anlegg er fra perioden 1990-1995 og ett anlegg i kl. 1 er bygget i 1981. Rapporten dataene er presentert i oppsummerer ulike grunner til at anleggene ikke fungerer optimalt. Alder, størrelse, dyp (ligger i "tette" masser) og belastning er noen av punktene som tas opp. Dette er også oppfatningen studentene som gjennomførte kartleggingen satt igjen med etter feltarbeidet. I og med at 56%

av anleggene i Gjøvik kommune ble besøkt og registrert gir disse et godt grunnlag for estimering av den totale mengden avløpsanlegg som finnes i kommunen. Det gir også et grunnlag til å mene noe om den generelle levetiden av infiltrasjonsanlegg, men ikke grunnlag til å komme med noen spesifikke konklusjoner. Dette er mye fordi anleggene i Gjøvik ikke er kjemisk testet, kun analysert og tolket etter fysisk synlige tegn på overflaten.

Ser en på totalen av lite fungerende anlegg er utsiktene dårlig for renseevnen i eldre anlegg, men det er mange faktorer som påvirker infiltrasjonsanlegget. De nyere anleggene fungerer bedre enn de eldre; hvor nyere anlegg beregnes som anlegg fra 1990 og framover. Når anleggene bygges etter dagens normer er det større sannsynlighet for lengre levetid og bedre renseevne. Det som kom fram under undersøkelsene i Gjøvik var at mange av de nyere anleggene var prosjektert etter gamle retningslinjer, eller uten retningslinjer i det hele tatt. Det er derfor viktig å poengtere at utformingen av anlegget har noe å si i forhold til levetid og renseeffekt.

Etter spørringer fra databasen med data fra Gjøvik kommune er det funnet sammenheng mellom infiltrasjonsklasser og alder, grøfteareal og jordens egnethet. Anlegg 1 i Ås er 32 (1980) år gammelt, mens anlegg 2 er 27 år (1985). I forhold til anleggene fra databasen er ingen av anleggene i disse to aldersklassene klassifisert i klasse 1. Generelt er det i alle aldersklasser færrest anlegg i klasse 1. Det er mange av de nyere anleggene som er klassifisert i klasse 2-4. Dette kan tyde på at det vil komme flere dårlige anlegg i tiden framover, siden de allerede etter få år/som nye ikke fungerer optimalt.

I områder med mange infiltrasjonsanlegg tett på overflatevann/grunnvannsbrønner bør en være ekstra oppmerksom på de eldre anleggene. Er løsmassene i området mindre gode for infiltrasjon/reising er kanskje løsningen å skifte ut infiltrasjonsanleggene for å være på den sikre siden, for eksempel med minirensanlegg. En enkel og billig metode for å teste P-renseevnen i eldre anlegg hadde vært en optimal løsning for å vurdere de eldre anleggene rundt om i Norge.

Anlegg 1 i Ås har synlig utviklet biofilm, men dette er ikke til hinder for infiltrasjonen og anlegget har ikke problemer med oppstuvning. Anlegget ligger dypt (ca. 180 cm under jordoverflaten) og er ikke anlagt etter dagens standard. Det har allikevel ikke hydrauliske problemer siden løsmassene drenerer godt. Avstanden ned til grunnvannet er også med på å redde renseeffekten av dette anlegget. Anlegg 2 er bygget etter retningslinjene og ser ut til å fungere både hydraulisk og kjemisk.

Grøften i dette anlegget er likevel noe mindre enn det som er anbefalt, og med en større belastning enn dagens kan det tenkes at anlegget kan få problemer. Spesielt er dette med tanke på leirlaget som ligger under fordelingslaget og hindrer direkte infiltrasjon.

Mange av anleggene i Gjøvik ligger på dyp med tette løsmasser som bunnmorene/klabb, slik at infiltrasjonen ikke fungerer optimalt. Etter dagens standard bør anlegg i morenejord ligge grunt siden morenemassene ofte blir tettere jo lenger ned i profilet en kommer. Dårlig sortering fører også til dårligere drenering av vannet. Anleggene i Ås ligger også i morenejord, men morenen har her en annen karakter. Ås-morenen er løsere pakket, og jevnt over mer sandig enn det som ble observert på Gjøvik. Løsmassene i anleggene i Ås kommune er godt egnet til infiltrasjon. Analysene av anleggene i Gjøvik tyder på at eldre anlegg ikke når helt opp når det gjelder rensing. Det er viktig å ta til etterretning at løsmassene i Gjøvik generelt er dårligere egnet for infiltrasjon enn løsmassene i anleggene undersøkt i Ås.

6 Konklusjon

Basert på litteraturgjennomgang, en stor kommunal undersøkelse av tilstanden til små renseanlegg og egne feltstudier og detaljundersøkelser er det i denne oppgaven funnet ut at:

- Eldre infiltrasjonsanlegg kan fungere godt hydraulisk, men dette er sterkt avhengig av løsmassene i området, oppbygning av anlegget og til dels belastning på anlegget.
- Så lenge anlegget fungerer hydraulisk er det ingen grunn til å si at den biologiske rensingen av nitrogen og bakterier/parasitter er svekket.
- Rensing av bakterier (*E. coli* og KB) fungerer, og at jorden 100 cm under infiltrasjonsrøret kan kvalifiseres som ren.
- På bakgrunn av undersøkelsene i Gjøvik der 1141 av 1160 anlegg ikke tilfredstiller renskravene for fosfor gitt av miljøverndepartementet er utsiktene framover dårlige for eldre anlegg.
- Konsentrasjonen av tot-P i Ås-anleggene er jevn nedover i profilet mens konsentrasjonen av plantetilgjengelig P minker, noe som er positivt i forhold til tilgjengelig P for algeoppblomstring i overflatevann.
- Resistivitetmålinger (geofysikk) fungerer fint for å lokalisere eldre infiltrasjonsanlegg.
- Gjennomgang av litteraturen gir et bilde av at flere undersøkelser rundt fosforadsorpsjon er viktig.

Det er ikke mulig ut fra detaljundersøkelsene å gi et generelt svar på om et infiltrasjonsanlegg vil rense avløpsvannet i forhold til kravene etter lang tids bruk (20-30 år). Lokale variasjoner i løsmassenes sammensetning og tykkelse, avstand til grunnvann og jordkjemi har mye å si i forhold til dette spørsmålet. Infiltrasjon som rensesåte har utviklet seg og blitt forbedret i forhold til da de eldre anleggene (>25 år) ble bygget, slik som anleggene i denne oppgaven. Det det er allikevel fortsatt usikkerhet omkring levetid i forhold til fosforadsorpsjon for både gamle og nye anlegg.

7 Videreføring av arbeidet

Med ubegrensede midler og tidsrom kunne det vært ønskelig å gjennomføre en større studie av eldre infiltrasjonsanlegg. Jordkjemiske undersøkelser som gjort i denne oppgaven er nødvendig, og undersøkelser som kan fastslå maks fosforadsorpsjonsgrense (ved hjelp av for eksempel Langmuirs isoterm) bør gjennomføres. Det bør graves sjakter med gravemaskin gjennom en del av infiltrasjonsområdet, slik at prøvetakingen kan skje med minst mulig forurensning av jord fra andre dyp i profilet. For å kunne sammenligne ulike anlegg er det også nødvendig å ha sammenlignbare anlegg og prøvemethoder. Optimalt kunne en se på et nytt anlegg, bygget etter dagens normer, og fulgt dette opp gjennom en lengre periode for å se om funksjonen endrer seg.

Det kan også være interessant å se nærmere på bruken av geofysikk/resistivitet for å vurdere hydraulisk funksjonalitet av anleggene. Dette er en økonomisk god måte da anleggene ikke trengs å graves opp. Det er viktig å ha en del anlegg der en sammenligner resultatene av geofysiske resistivitetsmålinger med analyserte jordprøver for å kunne si noe om metoden kan fungere eller ikke.

8 Referanser

- Bargel, T. H. (2005). *Spor etter istiden i Oslo og Akershus*, Gråsteinen nr. 10, Norges geologiske undersøkelse, Trondheim. 142 s.
- Beach, D. N. H., McCray, J. E., Lowe, K. S. & Siegrist, R. L. (2005). Temporal changes in hydraulic conductivity of sand porous media biofilters during wastewater infiltration due to biomat formation, *Journal of Hydrology* **311**(1-4): 230–243.
- Beal, C. D., Gardner, T. A. & Menzies, N. W. (2006). Predicting the failure of septic tank - soil absorption systems: A step closer to managing water quality in non-sewered catchments, *International Riversymposium* pp. 1–8.
- Berge, G. & Mellem, K. B. (2010). Kommunale avløp: Ressursinnsats, utslipp, rensing og slamdisponering 2009, *Statistisk sentralbyrå* (rapport nr. 54/2010): 90 s.
- Bioforsk (2012). Mikrobiologiske analyser (E. coli). Sist sjekket: 30.01.12.
URL: http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/fagomrader/fagomrade/omrade/tema/artikkel?p_dimension_id=15097&p_document_id=65347
- Brattli, B. (2009). *Fysisk og kjemisk hydrogeologi*, 3. utg. Institutt for geologi og bergteknikk, NTNU. 233 s.
- Bumgarner, J. R. & McCray, J. E. (2007). Estimating biozone hydraulic conductivity in wastewater soil-infiltration systems using inverse numerical modeling, *Water Research* **41**(11): 2349–2360.
- Burkhard, R., Deletic, A. & Craig, A. (2000). Techniques for water and wastewater management: a review of techniques and their integration in planning, *Urban Water* **2**(3): 197–221.
- Dawes, L. A. & Goonetilleke, A. (2006). Using multivariate analysis to predict the behaviour of soils under effluent irrigation, *Water, Air and Soil Pollution* **172**(1-4): 109–127.

Direktoratet for naturforvaltning (2012). Vannportalen, nettside for vanndirektivet. Sist sjekket: 17.04.12.

URL: <http://www.vannportalen.no/enkel.aspx?m=57521>

Finnesand, T. & Tuseth, G. D. (2000). Forskrift av 12. april 2000 om utslipp fra mindre avløpsanlegg. Veiledning til kommunene, *Statens forurensningstilsyn* (rapport nr. 1741/2000): 71 s.

Gill, L. W., O’Luanaigh, N., Johnston, P. M., Misstear, B. D. R. & O’Suilleabhain, C. (2009). Nutrient loading on subsoils from on-site wastewater effluent, comparing septic tank and secondary treatment systems, *Water Research* **43**(10): 2739–2749.

Gregorio, D. (2010). E.coli and total coliform counts using the enzyme substrate colilert reagents with quantitrays, *Guidance compendium for watershed monitoring and assessment*, California environmental protection agency, chapter 3.4.1.1, pp. 1–6.

Havlin, J. L., Beaton, J. D., Tisdale, S. L. & Nelson, W. L. (2005). *Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management*, 7 edn, Pearson Education, New Jersey. 515 p.

Hensel, G. R. (2011). Nettside for mindre avløpsanlegg. Sist sjekket: 07.03.12.

URL: <http://www.avlop.no>

Holtedahl, O. (1953). *Norges geologi, bind II*, Norges geologiske undersøkelse nr. 164, Universitetsforlaget, Oslo. 531 s.

Hu, C., Zhang, T. C., Huang, Y. H., Dahab, M. F. & Surampalli, R. (2005). Effects of long-term wastewater application on chemical properties and phosphorus adsorption capacity in soils of a wastewater land treatment system, *Environmental Science & Technology* **39**(18): 7240–7245.

Hvatum, O. Ø. (1976). *Binding av fosfor i jord ved infiltrasjon av avløpsvann: et laborieforsøk med kalktilsetning til jord med forskjellig bindingskapasitet*, Institutt for jordbunnsforskning, NLH. 58 s.

IDEXX Laboratories inc (2012). Colilert 18[®] testing product information. Last checked: 30.01.12.

URL: http://www.idexx.com/view/xhtml/en_us/water/colilert-18.jsf

- Jenssen, P. D. (1983). Infiltrasjon av avløpsvann i jord; kvartær- og hydrogeologiske forhold, *Forelesningsnotat til kurset "Forurensning og miljøkunnskap"*, NLH. 23 s.
- Jenssen, P. D. (1986a). Paper no. 1: Selection of disposal sites in Norway, *Dr. Scient. thesis. Inst. for tekn. fag: Infiltration of wastewater in Norwegian soils - some design criteria for wastewater infiltration systems* pp. 199–211.
- Jenssen, P. D. (1986b). Paper no. 7: Evaluation of soils for disposal of sewage effluents - the use of a mean grain size vs. sorting (md/so) diagram, *Dr. Scient. thesis. Inst. for tekn. fag: Infiltration of wastewater in Norwegian soils - some design criteria for wastewater infiltration systems* pp. 1–24.
- Jenssen, P. D., Jonasson, S. A. & Heistad, A. (2006). Naturbasert rensing av avløpsvann - en kunnskapsammenstilling med hovedvekt på norske erfaringer, *VA-Forsk* (rapport nr. 2006-20): 65 s.
- Jenssen, P. D. & Siegrist, R. (1990). Technology assessment of wastewater treatment by soil infiltration systems, *Water Science & Technology* **22**(3-4): 83–92.
- Jenssen, P. & Siegrist, R. (1991). Integrated loading rate determination for wastewater infiltration system sizing, *paper presented at 6. national symposium on onsite waste-water treatment, St. Joseph, MI (United States), 16-17 Dec 1991* pp. 182–191.
- Kim, J.-W., Choi, H. & Pachepsky, Y. A. (2010). Biofilm morphology as related to the porous media clogging, *Water Research* **44**(4): 1193–1201.
- Køhler, J. C., Ensby, S., Fredriksen, O. F., Jenssen, P. D. & Høstmark, A. K. S. (1986). *Saksbehandling, grunnundersøkelse og kontroll av avløpsanlegg i spredt bebyggelse*, NLVFs institutt for georessurs og forurensningsforskning, Ås. 122 s.
- Liang, H., Liu, J., Wei, Y. & Guo, X. (2010). Evaluation of phosphorus removal from wastewater by soils in rural areas in China, *Journal of Environmental Sciences* **22**(1): 15–22.
- Low Impact Development Center (2011). Nitrogen cycle in soil. Last checked: 29.02.12.
URL: http://www.lid-stormwater.net/greenroofs_benefits_ncycle.htm
- Mæhlum, T., Køhler, J., Jenssen, P. D. & Hensel, G. R. (2010). Grunnundersøkelser for infiltrasjon - mindre avløpsanlegg, *Norsk vann* (rapport nr. 178-2010): 79 s.

- Manahan, S. E. (2005). *Environmental chemistry*, 6. edn, CRC Press, Boca Raton, Fla. 783 p.
- McCray, J. E., Kirkland, S. L., Siegrist, R. L. & Thyne, G. D. (2005). Model parameters for simulating fate and transport of on-site wastewater nutrients, *Ground Water* **43**(4): 628–639.
- Miljøverndepartementet (2004). Forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften). Sist sjekket: 02.03.12.
URL: <http://www.lovdatab.no/cgi-wift/ldles?doc=/for/ff-20040601-0931.html>
- Miljøverndepartementet, Landbruks- og matdepartementet & Helse- og omsorgsdepartementet (2003). Forskrift om organisk gjødsel. Sist sjekket: 02.03.12.
URL: <http://www.lovdatab.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20030704-0951.html>
- Norge Digitalt (2012). Økonomisk kartgrunnlag. Sist sjekket: 08.03.12.
URL: http://www.statkart.no/?_to=914
- Norges Geologiske Undersøkelse (2012a). Berggrunnskart. Sist sjekket: 21.02.12.
URL: <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/>
- Norges Geologiske Undersøkelse (2012b). Løsmassekart. Sist sjekket: 23.02.12.
URL: <http://www.ngu.no/kart/losmasse/>
- Norsk Rørsenter (2003). *Lukkede infiltrasjonsanlegg nr. 59*, Stiftelsen VA/Miljø-blad. 6 s.
- Palm, O., Elmefors, E., Moraes, P., Nilsson, P., Persson, L., Ridderstolpe, P. & Eveborn, D. (2012). Läget inom markbaserad avloppsvattenrening, *Naturvårdsverket* (rapport nr. 6484). 35 s.
- Rajeb, A. B., Kallali, H., Aissa, N. B., Bouzaiene, O., Jellali, S., Jedidi, N. & Hasen, A. (2009). Soil microbial growth and biofilm expansion assessment under wastewater infiltration percolation treatment process: column experiments, *Desalination* **246**(1-3): 514–525.
- Robertson, W. D. (1995). Development of steady-state phosphate concentrations in septic system plumes, *Journal of Contaminant Hydrology* **19**(4): 289–305.
- Robertson, W. D. (2008). Irreversible phosphorus sorption in septic system plumes?, *Ground Water* **46**(1): 51–60.

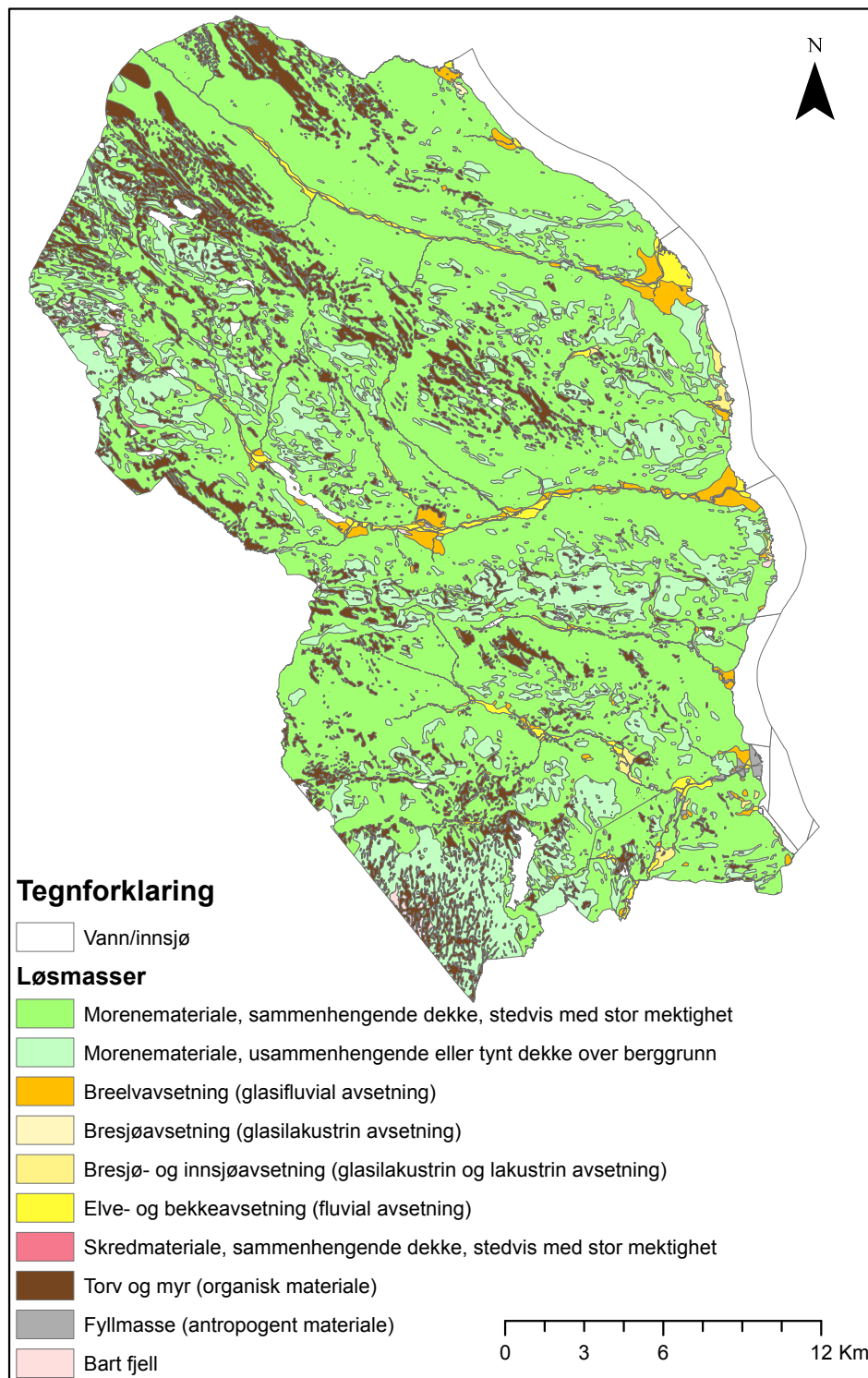
- Sakadevan, K. & Bavor, H. J. (1998). Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems, *Water Research* **32**(2): 393–399.
- Siegrist, R. L. (1987). Soil clogging during subsurface wastewater infiltration as affected by effluent composition and loading rate, *J. Environ. Qual.* **16**(2): 181–187.
- Siegrist, R. L., Tyler, E. J. & Jenssen, P. D. (2000). Design and performance of onsite wastewater soil absorption systems, *National Research Needs Conference 19-20 May 2000*: 51 p.
- Skøien, S., Hansen, S., Nesheim, L., Fystro, G., Øgaard, A. F., Øpstad, S. & Bechmann, M. (2011). Evaluering av pilotordning for tilskudd til miljøvennlig spredning av husdyrgjødsel, *Bioforsk rapport* **6**(9): 42 s.
- Solberg, I.-L., Hansen, L., Rønning, J. S. & Dalsegg, E. (2011). Veileder for bruk av resistivitetmålinger i potensielle kvikkleireområder. versjon 1.0, *NGU* (rapport nr. 2010.048): 93 s.
- Soleimani, S., Van Geel, P. J., Isgor, O. B. & Mostafa, M. B. (2009). Modeling of biological clogging in unsaturated porous media, *Journal of Contaminant Hydrology* **106**(1-2): 39–50.
- Sparks, D. L. (2003). *Environmental soil chemistry*, 2. edn, Academic Press, Amsterdam. 352 p.
- Spiteri, C., Slomp, C. P., Regnier, P., Meile, C. & Van Cappellen, P. (2007). Modelling the geochemical fate and transport of wastewater-derived phosphorus in contrasting groundwater systems, *Journal of Contaminant Hydrology* **92**(1-2): 87–108.
- Tyler, E. J. & Converse, J. C. (1994). Soil acceptance of onsite wastewater as affected by soil morphology and wastewater quality, *Small scale waste management project: University of Wisconsin - Madison* pp. 185–194.
- Van Cuyk, S., Siegrist, R., Logan, A., Masson, S., Fischer, E. & Figueroa, L. (2001). Hydraulic and purification behaviors and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems, *Water Research* **35**(4): 953–964.

- Van Cuyk, S., Siegrist, R., Lowe, K., Drewes, J., Munakata-Marr, J. & Figueroa, L. (2005). *Performance of Engineered Treatment Units and Their Effects on Biozone Formation in Soil and System Purification Efficiency*, Project No. WU-HT-03-36. Prepared for the National Decentralized Water Resources Capacity Development Project, Washington University, St. Louis, MO, by the Colorado School of Mines, Golden, CO. 240 p.
- Westby, T., K hler, J., Ausland, G., Westlie, L. & Rasmussen, G. (1997). Infiltrasjon av sanit ravl p i stedlige jordmasser, *Jordforsk* (rapport nr. 145/97): 38 s.
- Yri, A. W. & Robertsen, K. R. (2011). Tilstandsvurdering og tiltaksplan for separate avløpsanlegg, Arkivreferanse: 523 343, Asplan Viak AS for Gjøvik Kommune. 94 s.
- Zurawsky, M. A., Robertson, W. D., Ptacek, C. J. & Schiff, S. L. (2004). Geochemical stability of phosphorus solids below septic system infiltration beds, *Journal of Contaminant Hydrology* **73**(1-4): 129–143.
- Ødegaard, H., Østerhus, S. & Melin, E. (2009). Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis, *Norsk vann* (rapport nr. 170/2009): 99 s.
- Ødegaard, H., Rusten, B., Storhaug, R. & Paulsrud, B. (2009). Veiledning for dimensjonering av avløpsrensseanlegg, *Norsk vann* (rapport nr. 168-2009): 57 s.

Vedlegg


A	Løsmassekart Gjøvik kommune	78
B	Registreringskjema Gjøvik	79
C	Løsmassekart Ås kommune	80
D	Anlegg 1	81
	D.1 Resistivitetmålinger	81
	D.2 Bilder fra anlegg 1	83
E	Anlegg 2	84
	E.1 Resistivitetmålinger	84
	E.2 Lagdeling i sjakt C	86
	E.3 Bilder fra anlegg 2	87
F	Analyserapport fra ALS Laboratory Group Norway AS	89
	F.1 Jordkjemi	89
	F.2 Kornfordeling	115
G	Analyserapport fra analyse av E. coli og KB	116

A Løsmassekart Gjøvik kommune



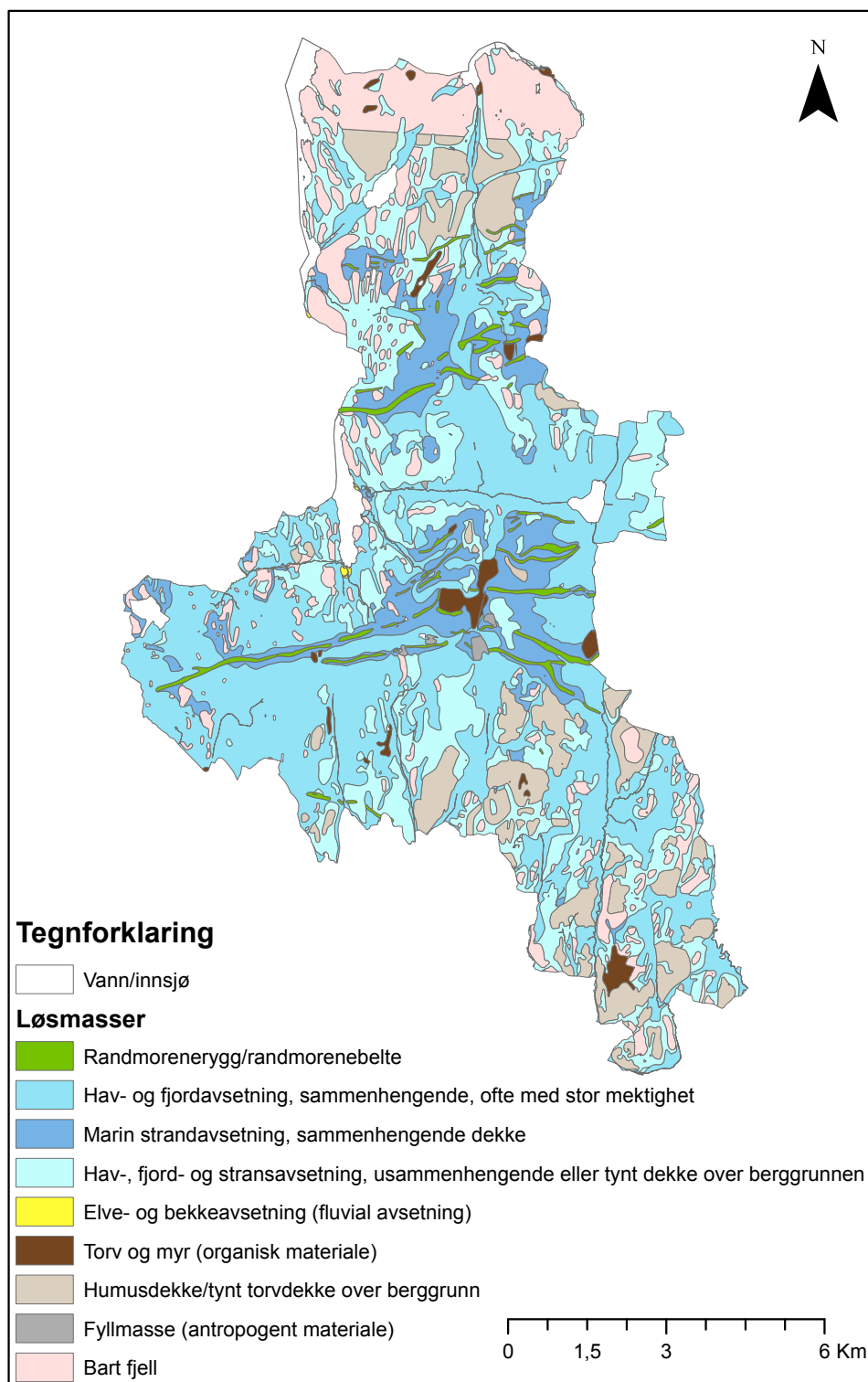
Løsmassekart over Gjøvik kommune, Oppland. Kartdata fra NGU og Norge Digitalt.

B Registrerings skjema Gjøvik

 Feltregistrerings skjema_avløpsanlegg	
ID: Eiers navn: <input type="text"/> Adresse: <input type="text"/>	Gnr: <input type="text"/> Registrert av: <input type="text"/> Bnr: <input type="text"/> Fnr: <input type="text"/> Registrert dato: <input type="text"/>
ANLEGGSDATA	
Slamregister <input type="text"/>	Anleggsår: <input type="text"/>
Ant boliger: <input type="text"/>	
<input type="checkbox"/> DIREKTE UTSLIPP (uten slamavskiller) <input type="checkbox"/> SLAMAVSKILLER M DIREKTE UTSLIPP <input type="checkbox"/> INFILTRASJON, KLASSE 1 <input type="checkbox"/> INFILTRASJON, KLASSE 2 <input type="checkbox"/> INFILTRASJON, KLASSE 3 <input type="checkbox"/> INFILTRASJON/SYNKEKUM, KLASSE 4 <input type="checkbox"/> MINIRENSEANLEGG <input type="checkbox"/> TETT TANK FOR WC + GRÅVANN TIL INFILTRASJON <input type="checkbox"/> BIOLOGISK TOALETT + GRÅVANN TIL INFILTRASJON <input type="checkbox"/> BIOLOGISK TOALETT <input type="checkbox"/> ANNET	SLAMAVSKILLER: <input type="checkbox"/> Oppstuving <input type="checkbox"/> Lav vannstand <input type="checkbox"/> Defekt dykker <input type="checkbox"/> GUP/Plast <input type="checkbox"/> God betong <input type="checkbox"/> Dårlig betong ___ m3 (ant) ___ Antall kammer FORDELINGSSYSTEM (INFILTRASJON): <input type="checkbox"/> Fordelingskum <input type="checkbox"/> Pumpekum <input type="checkbox"/> ukjent INFILTRASJONSAREAL: <input type="checkbox"/> Oppstuving i filter <input type="checkbox"/> Vannutslag terreng <input type="checkbox"/> < 20 m2 <input type="checkbox"/> 20-25 m2 <input type="checkbox"/> > 25 m2 JORDAS EGNETHET FOR INFILTRASJON: <i>Jordas egnethet vurderes ut fra mektighet, type jord, jordas pakning, mektighet over grunnvann og fallforhold</i> <input type="checkbox"/> God <input type="checkbox"/> Middels <input type="checkbox"/> Lav
KOMMENTAR: <input type="text"/>	TETT TANK: ___ m3 (ant) <input type="checkbox"/> Antatt lekkasje <input type="checkbox"/> GUP/Plast <input type="checkbox"/> God betong <input type="checkbox"/> Dårlig betong VANNKILDE: <input type="checkbox"/> Borehull <input type="checkbox"/> Gravd brønn <input type="checkbox"/> Nok vann <input type="checkbox"/> Lite vann <input type="checkbox"/> Ok kvalitet <input type="checkbox"/> Dårlig kjemisk <input type="checkbox"/> Tarmbakterier
Tegn inn avløpsanlegg og eventuelt brønn på baksiden av arket. Husk nord-pil.	

Registrerings skjema brukt i Gjøvik.

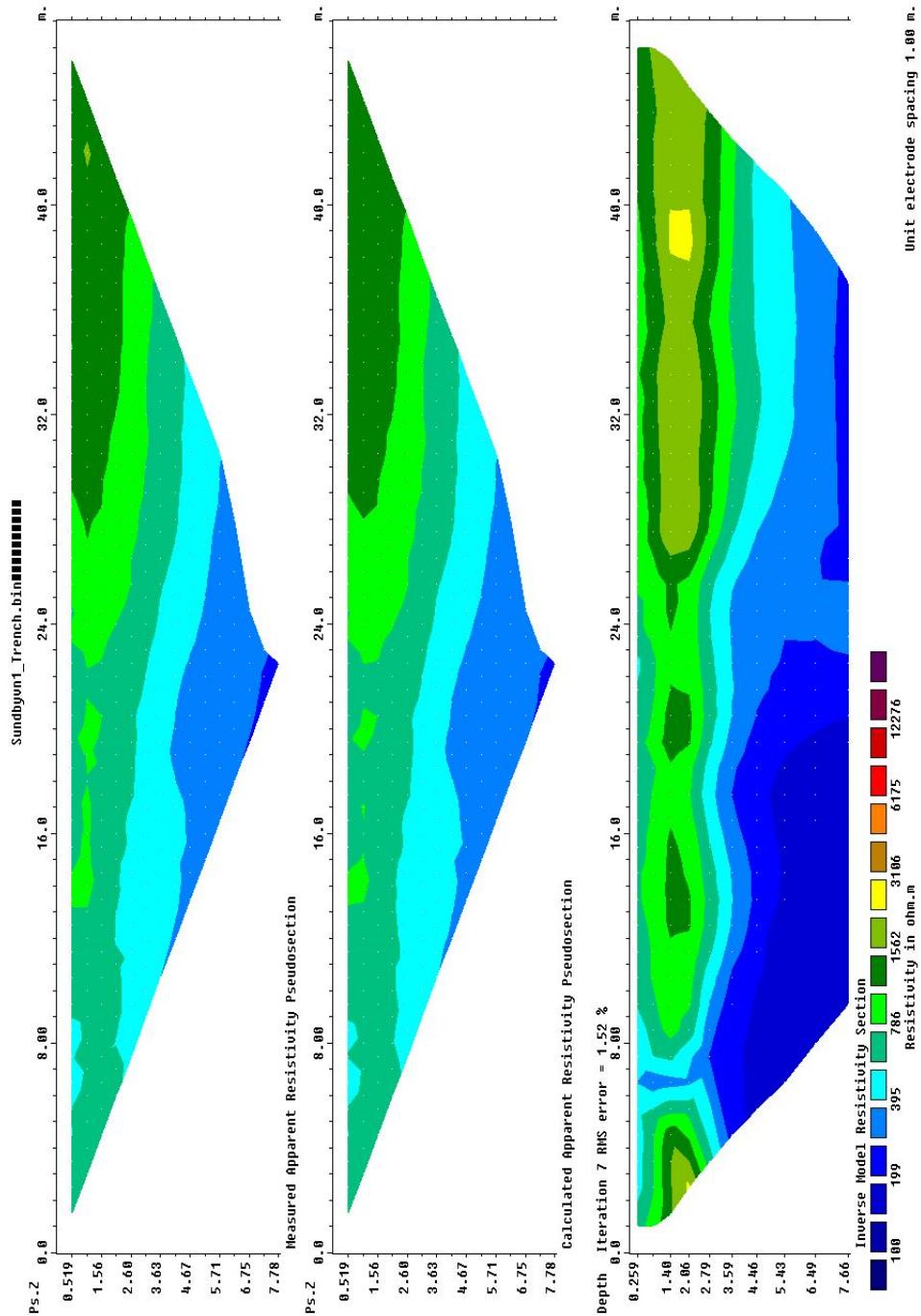
C Løsmassekart Ås kommune



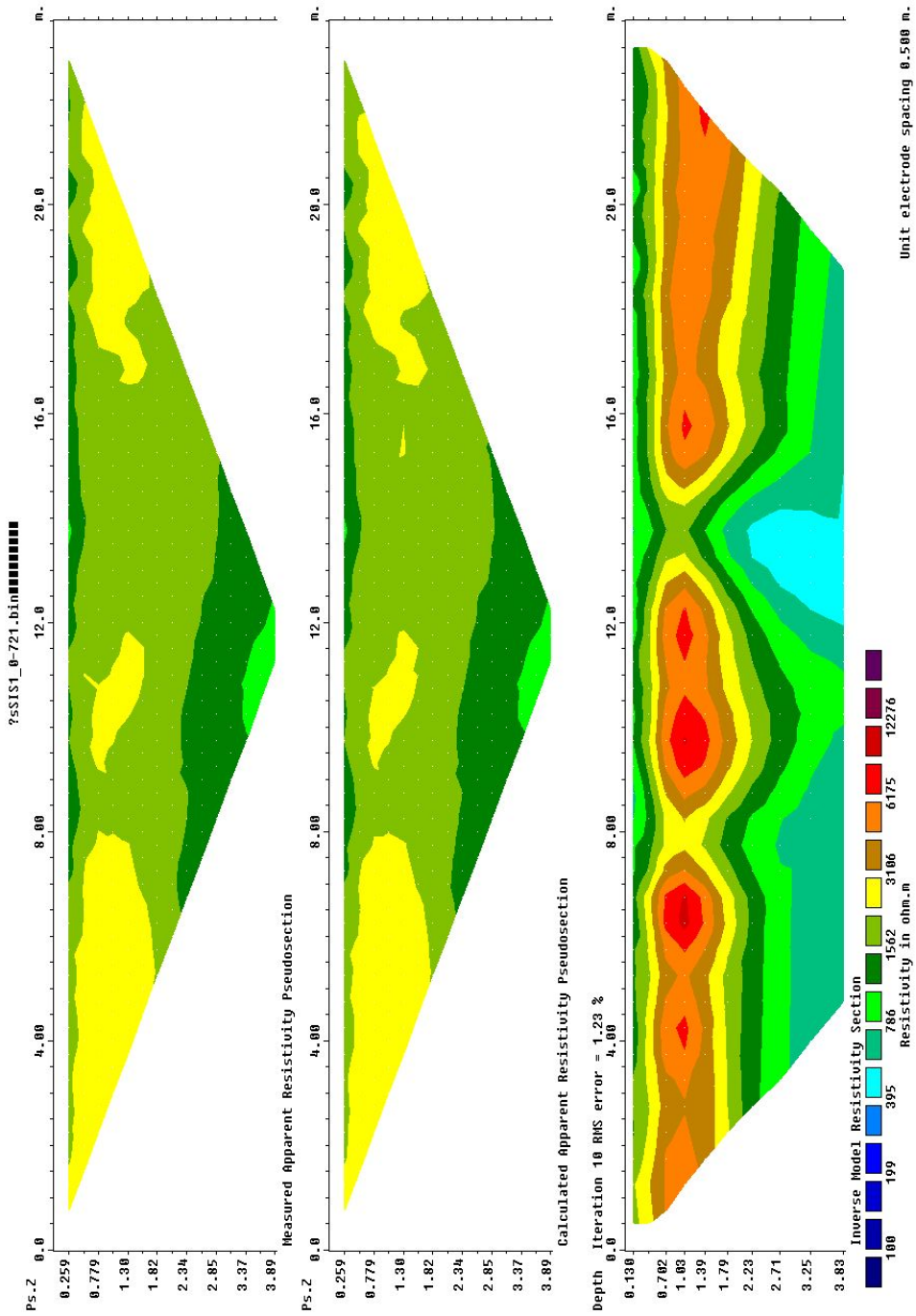
Løsmassekart over Ås kommune, Akershus. Kartdata fra NGU og Norge Digitalt.

D Anlegg 1

D.1 Resistivitetsmålinger



Langsgående måling. Venstre; målt inverts resistivitet, midten; pseudoseksjon og høyre; modell.



Tversgående måling. Venstre; målt invers resistivitet, midten; pseudoseksjon og høyre; modell.

D.2 Bilder fra anlegg 1



Dybde måling av sjakt A.



Hull for prøvetaking.

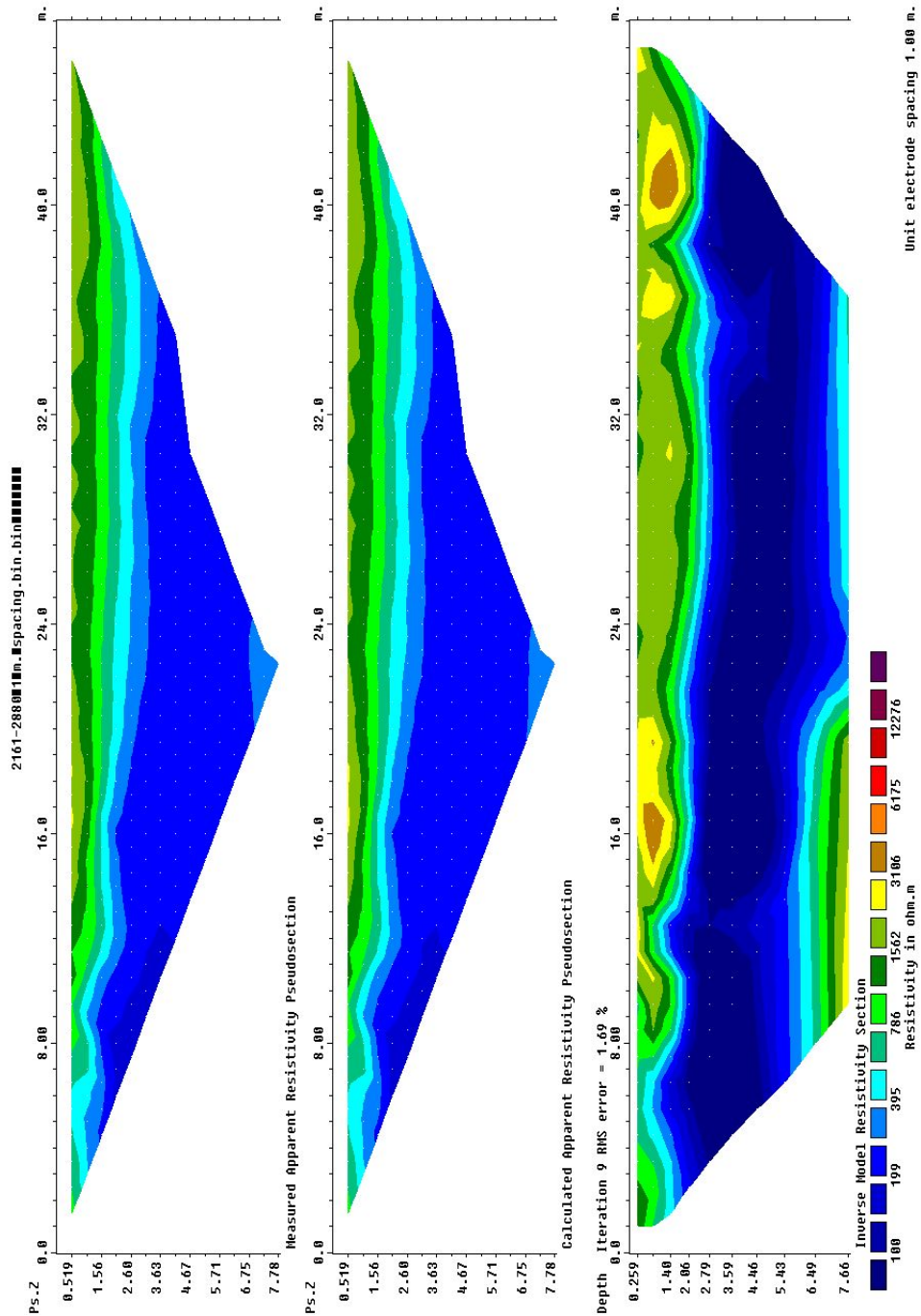


Geofysisk måling, på tvers av grøft.

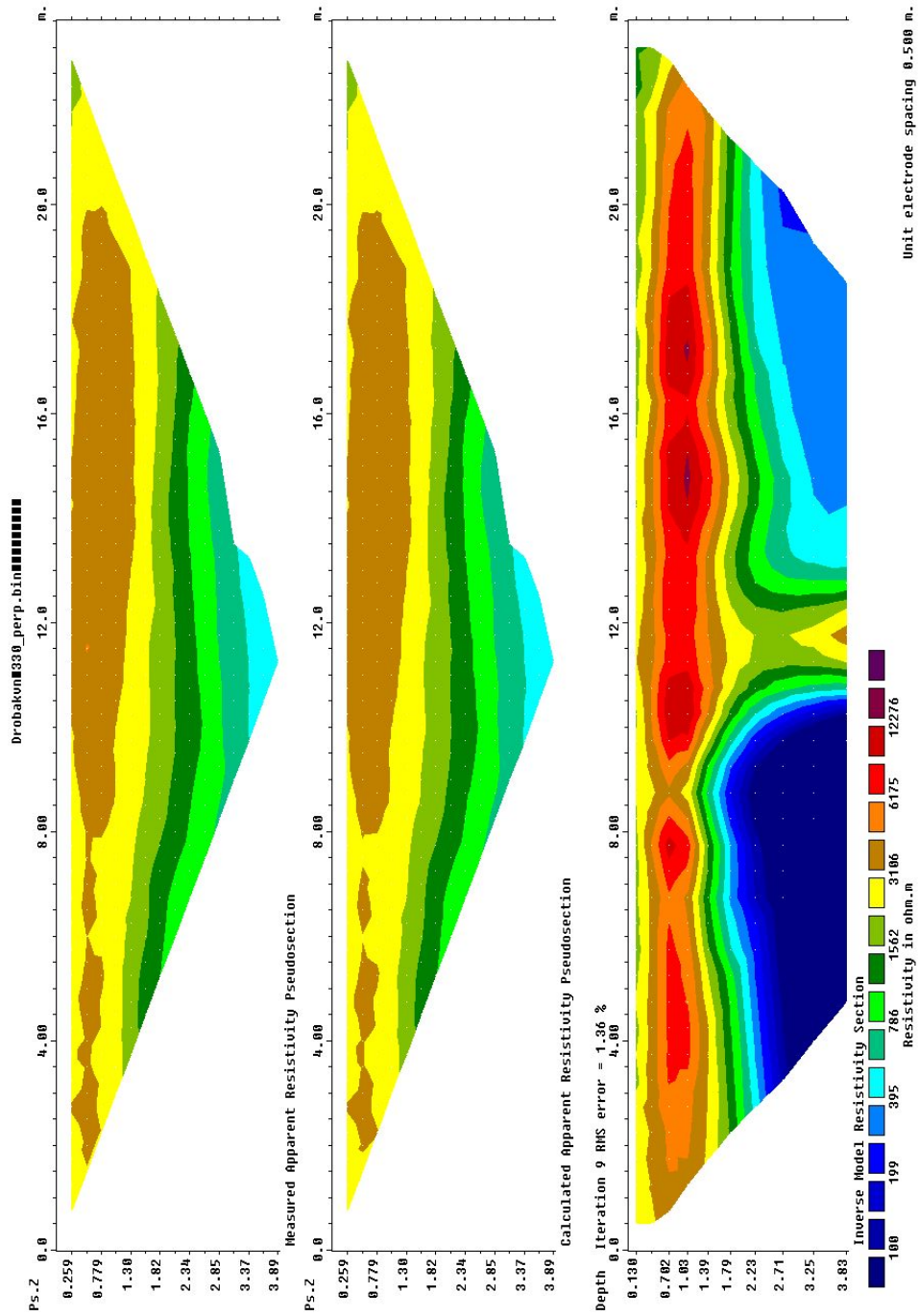
Foto: Nina Lønmo og Gro Eggen

E Anlegg 2

E.1 Resistivitetsmålinger

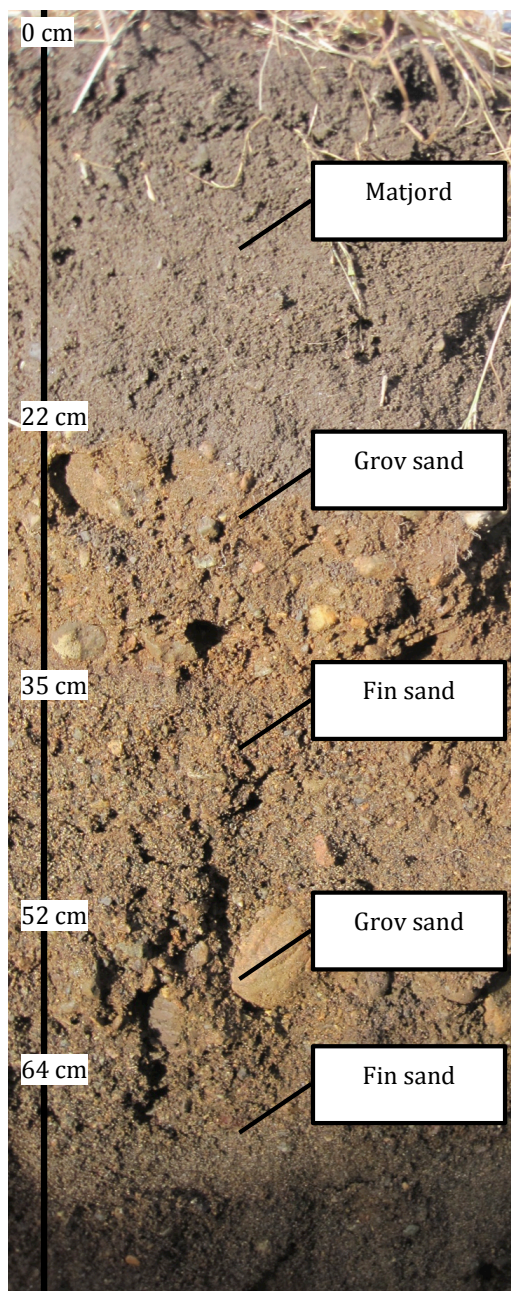


Langsgående måling. Venstre; målt inverts resistivitet, midten; pseudoseksjon og høyre; modell.



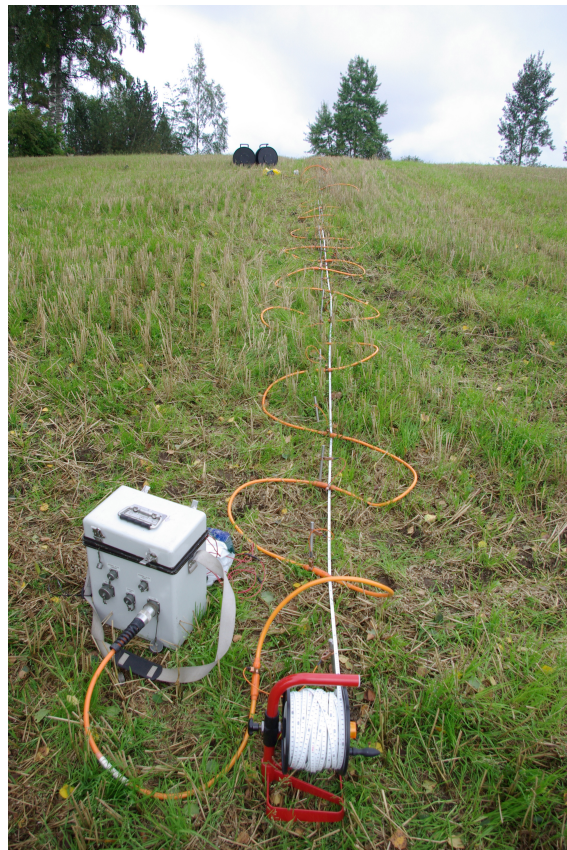
Tversgående måling. Venstre; målt invers resistivitet, midten; pseudoseksjon og høyre; modell.

E.2 Lagdeling i sjakt C



Lagdeling i sjakt C, vestsiden av sjakten. Foto: Nina Lønmo

E.3 Bilder fra anlegg 2



Geofysisk måling, på tvers av grøften. Foto: Nina Lønmo



GPS plottes langs linja. Foto: Nina Lønmo



Sjakt C. Foto: Nina Lønmo



Røtter i infiltrasjonsområdet. Foto: Nina Lønmo

F Analyserapport fra ALS Laboratory Group Norway AS

F.1 Jordkjemi

Rapport

N1200455

Side 1 (26)

SV31W83WPJ



Prosjekt **Inftrasjonsanlegg**
 Bestnr
 Registrert **2012-01-18**
 Utstedt **2012-02-15**

**Bioforsk Jord og miljø
 Gro Eggen**

**Frederik A. Dahls Vei 20
 N-1432 Ås
 Norge**

Analyse av faststoff

Deres prøvenavn	Hull1:0cm slam					
Labnummer	N00183884					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	84.1	8.41	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	668	203	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	21.4		mg/kg TS	2	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	31.1		mg/kg TS	3	1	MORO
TOC	2.44		% TS	4	1	MORO
P-AL	60.2	9.1	mg/100g TS	5	1	CAFR
K-AL	18.5	2.9	mg/100g TS	5	1	CAFR
Ca-AL	68.2	10.2	mg/100g TS	5	1	CAFR
Mg-AL	4.9	1.0	mg/100g TS	5	1	CAFR
Na-AL	7.7	1.5	mg/100g TS	5	1	CAFR
Tørrstoff (L)	84.5		%	6	V	KARO
Co	6.59	1.59	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	31300	6670	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	168	38	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	5.07	1.52	mg/kg TS	6	H	KARO
P	2440	424	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	81.0	15.4	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	901		mg/kg TS	6	A	KARO
Ca	1640	316	mg/kg TS	6	H	KARO
Mg	4600	903	mg/kg TS	6	H	KARO
B	3.19	1.15	mg/kg TS	7	H	KARO
S	699	125	mg/kg TS	7	H	KARO
Na	123	32	mg/kg TS	7	H	KARO

Rapport

N1200455

Side 2 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Hull1:25cm slam					
Labnummer	N00183885					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	87.0	8.70	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	391	122	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	16.3		mg/kg TS	2	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	2.98		mg/kg TS	3	1	MORO
Tørrstoff (L)	90.0		%	6	V	KARO
Ca	1160	227	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	5.10	1.25	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	26.3	5.5	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	19600	4170	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	811		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	4300	854	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	209	47	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	1.42	0.43	mg/kg TS	6	H	KARO
P	950	172	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	49.9	9.6	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	75.5	20.3	mg/kg TS	7	H	KARO
S	85.4	17.2	mg/kg TS	7	H	KARO
B	2.62	0.91	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	1.52		% TS	4	1	MORO
P-AL	22.2	3.5	mg/100g TS	5	1	CAFR
K-AL	10.4	1.8	mg/100g TS	5	1	CAFR
Ca-AL	20.3	3.1	mg/100g TS	5	1	CAFR
Mg-AL	1.8	0.7	mg/100g TS	5	1	CAFR
Na-AL	4.0	1.2	mg/100g TS	5	1	CAFR

ALS Laboratory Group Norway AS
PB 643 Skøyen
N-0214 Oslo
Norway

Web: www.alsglobal.no
E-post: info.on@alsglobal.com
Tel: + 47 22 13 18 00
Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
og digitalt signert av

Rapport**N1200455**

Side 3 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Hull1 :50cm slam					
Labnummer	N00183886					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	88.8	8.88	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	223	75	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	9.0		mg/kg TS	2	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	2.70		mg/kg TS	3	1	MORO
Tørrstoff (L)	94.8		%	6	V	KARO
Ca	1590	308	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	12.0	2.9	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	28.4	6.0	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	24700	5260	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	760		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	6490	1290	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	946	212	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	1.95	0.59	mg/kg TS	6	H	KARO
P	1210	222	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	73.6	14.3	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	113	29	mg/kg TS	7	H	KARO
S	91.2	18.3	mg/kg TS	7	H	KARO
B	2.90	1.09	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	0.638		% TS	4	1	MORO
P-AL	14.9	2.4	mg/100g TS	5	1	CAFR
K-AL	11.0	1.9	mg/100g TS	5	1	CAFR
Ca-AL	26.4	4.0	mg/100g TS	5	1	CAFR
Mg-AL	2.3	0.7	mg/100g TS	5	1	CAFR
Na-AL	4.1	1.2	mg/100g TS	5	1	CAFR

Rapport

N1200455

Side 4 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Hull2:0cm slam					
Labnummer	N00183887					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørstoff (E)	82.6	8.26	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	572	175	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	39.4		mg/kg TS	2	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	8.25		mg/kg TS	3	1	MORO
Tørstoff (L)	85.5		%	6	V	KARO
Ca	750	146	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	4.51	1.09	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	22.0	4.6	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	13700	2960	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	456		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	3560	704	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	121	27	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	0.847	0.260	mg/kg TS	6	H	KARO
P	1110	205	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	36.4	7.0	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	67.5	18.9	mg/kg TS	7	H	KARO
S	114	22	mg/kg TS	7	H	KARO
B	3.65	1.23	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	2.76		% TS	4	1	MORO
P-AL	57.2	8.6	mg/100g TS	5	1	CAFR
K-AL	14.7	2.4	mg/100g TS	5	1	CAFR
Ca-AL	32.0	4.8	mg/100g TS	5	1	CAFR
Mg-AL	1.5	0.7	mg/100g TS	5	1	CAFR
Na-AL	5.9	1.3	mg/100g TS	5	1	CAFR

ALS Laboratory Group Norway AS
PB 643 Skøyen
N-0214 Oslo
Norway

Web: www.alsglobal.no
E-post: info.on@alsglobal.com
Tel: + 47 22 13 18 00
Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
og digitalt signert av

Rapport

N1200455

Side 5 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Hull2:25cm slam					
Labnummer	N00183888					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørstoff (E)	85.7	8.57	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	359	113	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	11.5		mg/kg TS	2	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	1.78		mg/kg TS	3	1	MORO
Tørstoff (L)	92.6		%	6	V	KARO
Ca	853	167	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	5.98	1.45	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	30.8	6.7	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	19800	4320	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	984		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	5440	1070	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	219	50	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	1.02	0.31	mg/kg TS	6	H	KARO
P	1040	192	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	62.6	11.8	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	55.5	14.1	mg/kg TS	7	H	KARO
S	119	24	mg/kg TS	7	H	KARO
B	6.04	3.69	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	1.46		% TS	4	1	MORO
P-AL	34.5	5.3	mg/100g TS	5	1	CAFR
K-AL	19.1	3.0	mg/100g TS	5	1	CAFR
Ca-AL	14.4	2.3	mg/100g TS	5	1	CAFR
Mg-AL	1.6	0.7	mg/100g TS	5	1	CAFR
Na-AL	3.3	1.1	mg/100g TS	5	1	CAFR

ALS Laboratory Group Norway AS
 PB 643 Skøyen
 N-0214 Oslo
 Norway

Web: www.alsglobal.no
 E-post: info.on@alsglobal.com
 Tel: + 47 22 13 18 00
 Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
 og digitalt signert av

Rapport

N1200455

Side 6 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Hull2:50cm slam					
Labnummer	N00183889					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørstoff (E)	87.0	8.70	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	352	110	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	14.0		mg/kg TS	2	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	1.25		mg/kg TS	3	1	MORO
Tørstoff (L)	90.6		%	6	V	KARO
Ca	923	186	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	8.08	1.96	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	30.3	6.4	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	22000	4740	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	779		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	6010	1230	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	322	73	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	1.55	0.47	mg/kg TS	6	H	KARO
P	1070	227	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	72.2	13.8	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	57.6	15.5	mg/kg TS	7	H	KARO
S	92.3	18.8	mg/kg TS	7	H	KARO
B	3.24	1.69	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	1.24		% TS	4	1	MORO
P-AL	23.8	3.7	mg/100g TS	5	1	CAFR
K-AL	13.0	2.2	mg/100g TS	5	1	CAFR
Ca-AL	19.3	3.0	mg/100g TS	5	1	CAFR
Mg-AL	2.8	0.8	mg/100g TS	5	1	CAFR
Na-AL	2.8	1.1	mg/100g TS	5	1	CAFR

ALS Laboratory Group Norway AS
 PB 643 Skøyen
 N-0214 Oslo
 Norway

Web: www.alsglobal.no
 E-post: info.on@alsglobal.com
 Tel: + 47 22 13 18 00
 Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
 og digitalt signert av

Rapport

N1200455

Side 7 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Hull3:25cm slam					
Labnummer	N00183890					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørstoff (E)	90.8	9.08	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	212	72	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	5.5		mg/kg TS	2	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	0.50		mg/kg TS	3	1	MORO
Tørstoff (L)	92.5		%	6	V	KARO
Ca	1130	216	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	11.4	2.8	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	22.2	4.7	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	17500	3730	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	604		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	4000	796	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	593	134	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	1.42	0.43	mg/kg TS	6	H	KARO
P	421	85	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	59.3	11.2	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	<50		mg/kg TS	7	H	KARO
S	<50		mg/kg TS	7	H	KARO
B	2.34	0.86	mg/kg TS	7	H	KARO
Kornfordeling*	-----		se vedl.	8	1	CAFR
TOC	0.597		% TS	4	1	MORO
P-AL	7.3	1.5	mg/100g TS	5	1	CAFR
K-AL	6.5	1.4	mg/100g TS	5	1	CAFR
Ca-AL	58.7	8.8	mg/100g TS	5	1	CAFR
Mg-AL	5.0	1.0	mg/100g TS	5	1	CAFR
Na-AL	<1.5		mg/100g TS	5	1	CAFR

ALS Laboratory Group Norway AS
PB 643 Skøyen
N-0214 Oslo
Norway

Web: www.alsglobal.no
E-post: info.on@alsglobal.com
Tel: + 47 22 13 18 00
Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
og digitalt signert av

Rapport**N1200455**

Side 8 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Hull4:0cm slam					
Labnummer	N00183891					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	83.8	8.38	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	812	246	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	37.6		mg/kg TS	2	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	22.1		mg/kg TS	3	1	MORO
Tørrstoff (L)	94.4		%	6	V	KARO
Ca	2500	478	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	6.25	1.51	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	53.2	11.2	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	22500	4820	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	780		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	5250	1070	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	132	31	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	1.56	0.48	mg/kg TS	6	H	KARO
P	2950	557	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	67.5	13.0	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	189	59	mg/kg TS	7	H	KARO
S	528	93	mg/kg TS	7	H	KARO
B	3.92	1.71	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	2.74		% TS	4	1	MORO
P-AL	61.6	9.3	mg/100g TS	5	1	CAFR
K-AL	15.6	2.5	mg/100g TS	5	1	CAFR
Ca-AL	32.0	4.8	mg/100g TS	5	1	CAFR
Mg-AL	1.5	0.7	mg/100g TS	5	1	CAFR
Na-AL	6.3	1.4	mg/100g TS	5	1	CAFR

ALS Laboratory Group Norway AS
 PB 643 Skøyen
 N-0214 Oslo
 Norway

Web: www.alsglobal.no
 E-post: info.on@alsglobal.com
 Tel: + 47 22 13 18 00
 Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
 og digitalt signert av

Rapport**N1200455**

Side 9 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Hull4:25cm slam					
Labnummer	N00183892					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørstoff (E)	91.0	9.10	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	276	89	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	18.0		mg/kg TS	2	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	5.38		mg/kg TS	3	1	MORO
Tørstoff (L)	95.2		%	6	V	KARO
Ca	939	182	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	6.48	1.59	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	28.1	6.0	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	17100	3680	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	921		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	4200	830	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	330	75	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	1.65	0.50	mg/kg TS	6	H	KARO
P	797	147	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	59.8	11.3	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	58.2	15.0	mg/kg TS	7	H	KARO
S	98.8	18.6	mg/kg TS	7	H	KARO
B	2.84	2.69	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	0.908		% TS	4	1	MORO
P-AL	15.1	2.5	mg/100g TS	5	1	CAFR
K-AL	9.9	1.8	mg/100g TS	5	1	CAFR
Ca-AL	21.5	3.3	mg/100g TS	5	1	CAFR
Mg-AL	1.2	0.7	mg/100g TS	5	1	CAFR
Na-AL	3.4	1.1	mg/100g TS	5	1	CAFR

Rapport

N1200455

Side 10 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Hull4:50cm slam					
Labnummer	N00183893					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	88.8	8.88	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	168	60	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	13.3		mg/kg TS	2	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	1.67		mg/kg TS	3	1	MORO
Tørrstoff (L)	95.1		%	6	V	KARO
Ca	1060	210	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	8.52	2.09	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	26.5	5.7	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	17200	3760	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	876		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	4590	886	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	378	85	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	1.34	0.41	mg/kg TS	6	H	KARO
P	798	141	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	59.9	11.7	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	81.5	24.4	mg/kg TS	7	H	KARO
S	96.0	24.0	mg/kg TS	7	H	KARO
B	2.68	1.04	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	0.761		% TS	4	1	MORO
P-AL	14.8	2.4	mg/100g TS	5	1	CAFR
K-AL	12.0	2.0	mg/100g TS	5	1	CAFR
Ca-AL	24.4	3.7	mg/100g TS	5	1	CAFR
Mg-AL	2.1	0.7	mg/100g TS	5	1	CAFR
Na-AL	3.3	1.1	mg/100g TS	5	1	CAFR

ALS Laboratory Group Norway AS
 PB 643 Skøyen
 N-0214 Oslo
 Norway

Web: www.alsglobal.no
 E-post: info.on@alsglobal.com
 Tel: + 47 22 13 18 00
 Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
 og digitalt signert av

Rapport

N1200455

Side 11 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Hull5:0cm slam					
Labnummer	N00183894					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørstoff (E)	88.0	8.80	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	503	155	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	14.9		mg/kg TS	2	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	15.5		mg/kg TS	3	1	MORO
Tørstoff (L)	87.8		%	6	V	KARO
Ca	1190	230	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	4.74	1.21	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	33.4	7.1	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	17500	3740	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	710		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	4150	824	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	138	31	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	1.07	0.32	mg/kg TS	6	H	KARO
P	1700	308	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	62.7	12.0	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	69.8	17.2	mg/kg TS	7	H	KARO
S	298	54	mg/kg TS	7	H	KARO
B	2.24	1.54	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	2.90		% TS	4	1	MORO
P-AL	48.7	7.4	mg/100g TS	5	1	CAFR
K-AL	9.5	1.7	mg/100g TS	5	1	CAFR
Ca-AL	20.1	3.1	mg/100g TS	5	1	CAFR
Mg-AL	<1.0		mg/100g TS	5	1	CAFR
Na-AL	3.9	1.2	mg/100g TS	5	1	CAFR

ALS Laboratory Group Norway AS
PB 643 Skøyen
N-0214 Oslo
Norway

Web: www.alsglobal.no
E-post: info.on@alsglobal.com
Tel: + 47 22 13 18 00
Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
og digitalt signert av

Rapport

N1200455

Side 12 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Hull5:25cm slam					
Labnummer	N00183895					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	86.3	8.63	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	504	155	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	17.8		mg/kg TS	2	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	5.10		mg/kg TS	3	1	MORO
Tørrstoff (L)	86.4		%	6	V	KARO
Ca	1170	233	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	4.85	1.22	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	37.8	7.9	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	19900	4340	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	723		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	3280	704	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	129	29	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	1.52	0.47	mg/kg TS	6	H	KARO
P	2040	402	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	57.2	10.7	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	73.5	18.4	mg/kg TS	7	H	KARO
S	123	28	mg/kg TS	7	H	KARO
B	2.63	1.13	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	1.83		% TS	4	1	MORO
P-AL	47.6	7.2	mg/100g TS	5	1	CAFR
K-AL	13.6	2.3	mg/100g TS	5	1	CAFR
Ca-AL	29.6	4.5	mg/100g TS	5	1	CAFR
Mg-AL	1.5	0.7	mg/100g TS	5	1	CAFR
Na-AL	4.9	1.2	mg/100g TS	5	1	CAFR

ALS Laboratory Group Norway AS
 PB 643 Skøyen
 N-0214 Oslo
 Norway

Web: www.alsglobal.no
 E-post: info.on@alsglobal.com
 Tel: + 47 22 13 18 00
 Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
 og digitalt signert av

Rapport**N1200455**

Side 13 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Hull5:50cm slam					
Labnummer	N00183896					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørstoff (E)	87.1	8.71	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	312	99	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	17.6		mg/kg TS	2	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	4.02		mg/kg TS	3	1	MORO
Tørstoff (L)	85.3		%	6	V	KARO
Ca	981	197	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	7.08	1.74	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	25.9	5.5	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	17900	3860	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	634		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	3840	763	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	278	63	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	1.70	0.52	mg/kg TS	6	H	KARO
P	783	172	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	53.1	10.0	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	63.3	21.8	mg/kg TS	7	H	KARO
S	73.3	14.9	mg/kg TS	7	H	KARO
B	1.97	0.42	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	0.840		% TS	4	1	MORO
P-AL	15.9	2.6	mg/100g TS	5	1	CAFR
K-AL	9.9	1.8	mg/100g TS	5	1	CAFR
Ca-AL	23.9	3.6	mg/100g TS	5	1	CAFR
Mg-AL	1.7	0.7	mg/100g TS	5	1	CAFR
Na-AL	2.7	1.1	mg/100g TS	5	1	CAFR

ALS Laboratory Group Norway AS
 PB 643 Skøyen
 N-0214 Oslo
 Norway

Web: www.alsglobal.no
 E-post: info.on@alsglobal.com
 Tel: + 47 22 13 18 00
 Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
 og digitalt signert av

Rapport

N1200455

Side 14 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Hull6:50cm slam					
Labnummer	N00183897					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	88.1	8.81	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	257	84	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	5.1		mg/kg TS	2	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	0.55		mg/kg TS	3	1	MORO
Tørrstoff (L)	98.7		%	6	V	KARO
Ca	3580	683	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	10.5	2.5	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	23.2	4.9	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	22300	4760	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	738		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	5300	1070	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	385	86	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	1.36	0.41	mg/kg TS	6	H	KARO
P	1340	263	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	62.5	12.2	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	49.8	14.9	mg/kg TS	7	H	KARO
S	<40		mg/kg TS	7	H	KARO
B	4.60	3.67	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	0.592		% TS	4	1	MORO
P-AL	5.0	1.2	mg/100g TS	5	1	CAFR
K-AL	5.5	1.3	mg/100g TS	5	1	CAFR
Ca-AL	69.1	10.4	mg/100g TS	5	1	CAFR
Mg-AL	5.3	1.0	mg/100g TS	5	1	CAFR
Na-AL	<1.5		mg/100g TS	5	1	CAFR

ALS Laboratory Group Norway AS
PB 643 Skøyen
N-0214 Oslo
Norway

Web: www.alsglobal.no
E-post: info.on@alsglobal.com
Tel: + 47 22 13 18 00
Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
og digitalt signert av

Rapport

N1200455

Side 15 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Linje1:0cm slam					
Labnummer	N00183898					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørstoff (E)	84.4	8.44	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	300	96	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	15.4		mg/kg TS	2	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	19.4		mg/kg TS	3	1	MORO
Tørstoff (L)	87.4		%	6	V	KARO
Ca	1400	270	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	13.3	3.3	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	24.2	5.1	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	25900	5570	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	2000		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	6380	1290	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	569	128	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	0.815	0.245	mg/kg TS	6	H	KARO
P	492	107	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	64.6	12.2	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	200	132	mg/kg TS	7	H	KARO
S	86.0	18.3	mg/kg TS	7	H	KARO
B	3.44	1.12	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	0.492		% TS	4	1	MORO
P-AL	4.9	1.2	mg/100g TS	5	1	CAFR
K-AL	14.6	2.4	mg/100g TS	5	1	CAFR
Ca-AL	49.9	7.5	mg/100g TS	5	1	CAFR
Mg-AL	3.2	0.8	mg/100g TS	5	1	CAFR
Na-AL	5.6	1.3	mg/100g TS	5	1	CAFR

ALS Laboratory Group Norway AS
PB 643 Skøyen
N-0214 Oslo
Norway

Web: www.alsglobal.no
E-post: info.on@alsglobal.com
Tel: + 47 22 13 18 00
Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
og digitalt signert av

Rapport

N1200455

Side 16 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Linje1:25cm slam					
Labnummer	N00183899					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørstoff (E)	83.2	8.32	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	510	156	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	7.2		mg/kg TS	2	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	3.13		mg/kg TS	3	1	MORO
Tørstoff (L)	95.6		%	6	V	KARO
Ca	1100	226	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	10.5	2.6	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	17.6	3.7	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	21100	4510	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	1100		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	5370	1090	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	471	106	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	1.00	0.30	mg/kg TS	6	H	KARO
P	411	79	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	46.9	8.8	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	181	87	mg/kg TS	7	H	KARO
S	126	23	mg/kg TS	7	H	KARO
B	5.13	5.89	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	0.344		% TS	4	1	MORO
P-AL	3.1	1.1	mg/100g TS	5	1	CAFR
K-AL	17.5	2.8	mg/100g TS	5	1	CAFR
Ca-AL	52.6	7.9	mg/100g TS	5	1	CAFR
Mg-AL	3.8	0.9	mg/100g TS	5	1	CAFR
Na-AL	5.6	1.3	mg/100g TS	5	1	CAFR

ALS Laboratory Group Norway AS
PB 643 Skøyen
N-0214 Oslo
Norway

Web: www.alsglobal.no
E-post: info.on@alsglobal.com
Tel: + 47 22 13 18 00
Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
og digitalt signert av

Rapport

N1200455

Side 17 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Linje1:50cm slam					
Labnummer	N00183900					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	83.9	8.39	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	553	169	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	23.6		mg/kg TS	2	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	13.3		mg/kg TS	3	1	MORO
Tørrstoff (L)	85.5		%	6	V	KARO
Ca	1140	222	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	10.8	2.7	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	16.5	3.5	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	20800	4430	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	1100		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	5660	1140	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	451	102	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	1.66	0.50	mg/kg TS	6	H	KARO
P	389	78	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	60.1	11.4	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	146	69	mg/kg TS	7	H	KARO
S	79.5	16.8	mg/kg TS	7	H	KARO
B	3.34	2.66	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	0.405		% TS	4	1	MORO
P-AL	5.2	1.3	mg/100g TS	5	1	CAFR
K-AL	15.4	2.5	mg/100g TS	5	1	CAFR
Ca-AL	50.4	7.6	mg/100g TS	5	1	CAFR
Mg-AL	3.9	0.9	mg/100g TS	5	1	CAFR
Na-AL	6.8	1.4	mg/100g TS	5	1	CAFR

ALS Laboratory Group Norway AS
PB 643 Skøyen
N-0214 Oslo
Norway

Web: www.alsglobal.no
E-post: info.on@alsglobal.com
Tel: + 47 22 13 18 00
Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
og digitalt signert av

Rapport

N1200455

Side 18 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Linje1:100cm slam					
Labnummer	N00183901					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	87.0	8.70	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	476	146	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	11.1		mg/kg TS	2	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	0.75		mg/kg TS	3	1	MORO
Tørrstoff (L)	93.2		%	6	V	KARO
Ca	1740	343	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	11.3	2.7	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	18.2	3.8	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	21500	4660	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	1690		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	5970	1310	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	463	105	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	0.518	0.161	mg/kg TS	6	H	KARO
P	528	116	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	61.3	11.6	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	108	34	mg/kg TS	7	H	KARO
S	46.3	11.1	mg/kg TS	7	H	KARO
B	3.50	0.71	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	0.406		% TS	4	1	MORO
P-AL	4.1	1.2	mg/100g TS	5	1	CAFR
K-AL	14.2	2.4	mg/100g TS	5	1	CAFR
Ca-AL	59.4	8.9	mg/100g TS	5	1	CAFR
Mg-AL	4.4	0.9	mg/100g TS	5	1	CAFR
Na-AL	3.5	1.1	mg/100g TS	5	1	CAFR

ALS Laboratory Group Norway AS
 PB 643 Skøyen
 N-0214 Oslo
 Norway

Web: www.alsglobal.no
 E-post: info.on@alsglobal.com
 Tel: + 47 22 13 18 00
 Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
 og digitalt signert av

Rapport**N1200455**

Side 19 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Linje2:0cm slam					
Labnummer	N00183902					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørstoff (E)	86.3	8.63	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	833	252	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	25.0		mg/kg TS	2	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	1.00		mg/kg TS	3	1	MORO
Tørstoff (L)	86.8		%	6	V	KARO
Ca	1460	282	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	5.81	1.42	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	12.4	2.7	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	14400	3070	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	674		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	5180	1020	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	253	57	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	0.967	0.294	mg/kg TS	6	H	KARO
P	1070	215	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	37.7	7.1	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	74.4	18.6	mg/kg TS	7	H	KARO
S	100	20	mg/kg TS	7	H	KARO
B	1.81	0.44	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	4.19		% TS	4	1	MORO
P-AL	25.9	4.0	mg/100g TS	5	1	CAFR
K-AL	6.4	1.4	mg/100g TS	5	1	CAFR
Ca-AL	16.7	2.6	mg/100g TS	5	1	CAFR
Mg-AL	<1.0		mg/100g TS	5	1	CAFR
Na-AL	4.0	1.2	mg/100g TS	5	1	CAFR

Rapport

N1200455

Side 20 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Linje2:25cm slam					
Labnummer	N00183903					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	83.6	8.36	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	584	178	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	33.4		mg/kg TS	2	1	MORO
Tørrstoff (L)	95.4		%	6	V	KARO
Ca	2100	404	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	8.91	2.22	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	21.2	4.7	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	21200	4600	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	972		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	6290	1310	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	387	90	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	1.49	0.45	mg/kg TS	6	H	KARO
P	1110	218	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	56.1	10.7	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	147	38	mg/kg TS	7	H	KARO
S	105	22	mg/kg TS	7	H	KARO
B	3.47	2.47	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	1.70		% TS	4	1	MORO
P-AL	24.3	3.8	mg/100g TS	5	1	MORO
K-AL	11.8	2.0	mg/100g TS	5	1	MORO
Ca-AL	26.0	4.0	mg/100g TS	5	1	MORO
Mg-AL	1.8	0.7	mg/100g TS	5	1	MORO
Na-AL	5.3	1.3	mg/100g TS	5	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	2.96		mg/kg TS	9	1	MORO

ALS Laboratory Group Norway AS
 PB 643 Skøyen
 N-0214 Oslo
 Norway

Web: www.alsglobal.no
 E-post: info.on@alsglobal.com
 Tel: + 47 22 13 18 00
 Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
 og digitalt signert av

Rapport

N1200455

Side 21 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Linje2:50cm slam					
Labnummer	N00183904					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
N-Kjeldahl	328	104	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	20.0		mg/kg TS	2	1	MORO
Tørstoff (L)	85.2		%	6	V	KARO
Ca	1520	291	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	11.6	2.8	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	24.5	5.2	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	25700	5500	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	1870		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	7400	1500	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	713	161	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	2.18	0.66	mg/kg TS	6	H	KARO
P	879	162	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	69.7	13.2	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	102	30	mg/kg TS	7	H	KARO
S	124	23	mg/kg TS	7	H	KARO
B	2.93	1.08	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	1.32		% TS	4	1	MORO
Tørstoff (E)	97.1	9.71	%	9	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	2.77		mg/kg TS	9	1	MORO
P-AL	7.0	1.4	mg/100g TS	5	1	MORO
K-AL	9.0	1.7	mg/100g TS	5	1	MORO
Ca-AL	31.6	4.8	mg/100g TS	5	1	MORO
Mg-AL	1.6	0.7	mg/100g TS	5	1	MORO
Na-AL	4.1	1.2	mg/100g TS	5	1	MORO

Rapport

N1200455

Side 22 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Linje2:100cm slam					
Labnummer	N00183905					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	82.5	8.25	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	455	140	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	22.1		mg/kg TS	2	1	MORO
Ca	1060	203	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	10.0	2.4	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	19.6	4.2	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	21800	4700	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	1220		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	5780	1130	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	421	96	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	1.36	0.42	mg/kg TS	6	H	KARO
P	635	116	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	59.1	11.3	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	101	31	mg/kg TS	7	H	KARO
S	76.5	15.4	mg/kg TS	7	H	KARO
B	2.40	1.17	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	0.921		% TS	4	1	MORO
P-AL	8.1	1.6	mg/100g TS	5	1	MORO
K-AL	14.3	2.4	mg/100g TS	5	1	MORO
Ca-AL	32.4	4.9	mg/100g TS	5	1	MORO
Mg-AL	2.8	0.8	mg/100g TS	5	1	MORO
Na-AL	4.9	1.2	mg/100g TS	5	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	1.33		mg/kg TS	9	1	MORO

Deres prøvenavn	Kornfordeling slam					
Labnummer	N00183909					
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign	
Kornfordeling*	-----	se vedl.	8	1	MORO	

ALS Laboratory Group Norway AS
PB 643 Skøyen
N-0214 Oslo
Norway

Web: www.alsglobal.no
E-post: info.on@alsglobal.com
Tel: + 47 22 13 18 00
Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
og digitalt signert av

Rapport

N1200455

Side 23 (26)

SV31W83WPJ



Deres prøvenavn	Kontroll slam					
Labnummer	N00183910					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørstoff (E)	84.2	8.42	%	1	1	MORO
N-Kjeldahl	391	122	mg/kg TS	1	1	MORO
Nitrat-N (NO3-N)*	4.7		mg/kg TS	2	1	MORO
Tørstoff (L)	82.6		%	6	V	KARO
Ca	1550	306	mg/kg TS	6	H	KARO
Co	11.7	2.9	mg/kg TS	6	H	KARO
Cu	26.2	5.7	mg/kg TS	6	H	KARO
Fe	24600	5430	mg/kg TS	6	H	KARO
K*	1940		mg/kg TS	6	A	KARO
Mg	6170	1330	mg/kg TS	6	H	KARO
Mn	554	127	mg/kg TS	6	H	KARO
Mo	0.685	0.206	mg/kg TS	6	H	KARO
P	407	84	mg/kg TS	6	H	KARO
Zn	64.1	12.4	mg/kg TS	6	H	KARO
Na	89.4	23.6	mg/kg TS	7	H	KARO
S	<50		mg/kg TS	7	H	KARO
B	3.49	1.21	mg/kg TS	7	H	KARO
TOC	0.321		% TS	4	1	MORO
P-AL	2.7	1.1	mg/100g TS	5	1	MORO
K-AL	14.0	2.3	mg/100g TS	5	1	MORO
Ca-AL	66.7	10.0	mg/100g TS	5	1	MORO
Mg-AL	4.8	1.0	mg/100g TS	5	1	MORO
Na-AL	2.1	1.0	mg/100g TS	5	1	MORO
Ammonium-N (NH4-N)*	0.71		mg/kg TS	9	1	MORO

ALS Laboratory Group Norway AS
PB 643 Skøyen
N-0214 Oslo
Norway

Web: www.alsglobal.no
E-post: info.on@alsglobal.com
Tel: + 47 22 13 18 00
Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
og digitalt signert av

Rapport

N1200455

Side 24 (26)

SV31W83WPJ



* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.

Metodespesifikasjon	
1	Bestemmelse av N- total (Kjeldahl) Metode: ISO 7150-1,2 / CSN 83 0530, del 20B
2	Bestemmelse av Nitrat-N (NO ₃ -N) Metode: Basert på ISO 11732 og ISO 133955 Deteksjon og kvantifisering: CFA (Continuous flow analysis) Note: Målt i vannuttrekk, beregnet om for fast stoff.
3	Bestemmelse av Ammonium-N (NH ₄ -N) Metode: Basert på ISO 11732 og ISO 13395 Deteksjon og kvantifisering: FIA (flow injection analysis) og spektrofotometer Kvantifikasjonsgrenser: 0,020 mg/l
4	Bestemmelse av TOC ved kolorimetrisk bestemmelse (Ceska Lipa) Metode: CZ_SOP_D06_07_055 (basert på ISO 10694, modifisert og EN 13137/A, modifisert) Deteksjon og kvantifisering: Coulometrisk Kvantifikasjonsgrenser: 0,01 %TS evt 100 mg/kg Tørking: Prøvene er blitt tørket ved 105 grader dersom ikke annet er bestilt og oppgitt i analyserapporten Note: Coulometrisk bestemmelse er en elektrolyse der forbindelser blir oksidert til en kjent sammensetning. Mengden av elektroner som trengs for å fullføre elektrolysen, blir målt.
5	Bestemmelse av AL -løselige næringsstoffer (ammonium laktat/ eddiksyre ekstraksjon). Metode: SS 02 83 10 Ekstraksjon: Prøven ekstraheres med ammoniumlaktat/eddiksyre Deteksjon og kvantifisering: ICP-AES
6	Analyse av tungmetaller (M-1C) Metode: EPA metoder 200.7 (ICP-AES) og 200.8 (ICP-QMS/SFMS) (modifisert) Forbehandling: Siktning 2 mm. Oppslutning jordprøver: HNO ₃ og 0,5 ml H ₂ O ₂ i mikrobølgeovn. Oppslutning slam- og sedimentprøver: HNO ₃ /vann (1:1) i mikrobølgeovn. Note: Forhøyede rapporteringsgrenser kan forekomme ved interferenser fra prøvematriksen eller ved liten prøvemengde (fortynningsfaktor).
7	Elementanalyse i jord Metode: Se metode for øvrige elementer. Forbehandling: Se metode for øvrige elementer.

ALS Laboratory Group Norway AS
PB 643 Skøyen
N-0214 Oslo
Norway

Web: www.alsglobal.no
E-post: info.on@alsglobal.com
Tel: + 47 22 13 18 00
Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
og digitalt signert av

Rapport**N1200455**

Side 25 (26)

SV31W83WPJ



Metodespesifikasjon	
8	<p>Kornfordeling – fullstendig siktekurve</p> <p>Metode: Våt/tørr sikting 16mm-63µm Sedimentering 63µm-0,5µm ("Sedimentation analysis according to Andreasen")</p> <p>Siktefraksjoner: 2mm -1mm -0,50mm - 0,25mm - 0,125mm og 0,063mm</p> <p>Finfraksjoner: 63µm- 32µm -16µm - 8µm - 4µm og 2µm</p> <p>Note: Se vedlegg</p>
9	<p>Bestemmelse av Ammonium-N (NH4-N)</p> <p>Metode: EN ISO 7150-2</p> <p>Deteksjon og kvantifisering: CFA (Continuous flow analysis)</p>

Godkjenner	
CAFR	Camilla Fredriksen
KARO	Karoline Rod
MORO	Monia Ronningen

Underleverandør ¹	
A	<p>ICP-AES</p> <p>Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige</p> <p>Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030</p>
H	<p>ICP-SFMS</p> <p>Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige</p> <p>Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030</p>
V	Våtkemi
1	<p>Ansvarlig laboratorium: ALS Laboratory Group, ALS Czech Republic s.r.o, Na Harfě 9/336, Praha, Tsjekia</p> <p>Lokalisering av andre ALS laboratorier:</p> <p>Ceska Lipa Bendlova 1687/7, 470 03 Ceska Lipa Pardubice V Raji 906, 530 02 Pardubice</p> <p>Akkreditering: Czech Accreditation Institute, labnr. 1163.</p> <p>Kontakt ALS Laboratory Group Norge, for ytterligere informasjon</p>

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

¹ Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).

Rapport

Side 26 (26)

N1200455

SV31W83WPJ



Målesikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside www.alsglobal.no

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.

ALS Laboratory Group Norway AS
PB 643 Skøyen
N-0214 Oslo
Norway

Web: www.alsglobal.no
E-post: info.on@alsglobal.com
Tel: + 47 22 13 18 00
Fax: + 47 22 52 51 77

Dokumentet er godkjent
og digitalt signert av

F.2 Kornfordeling

ALS Laboratory Group
ANALYTICAL CHEMISTRY & TESTING SERVICES



ALS Czech Republic, s.r.o., Na Harfě 336/9, 190 00 Praha 9

ALS Czech Republic, s.r.o., Laboratory Česká Lípa **Annex No. 1 to the Test Report No.: PR1202045**
Bendlova 1687/7, CZ-470 03 Česká Lípa, Czech Republic

RESULTS OF GRAIN SIZE ANALYSIS

Sample label:	N00183890	N00183909
Lab. ID:	007	024
Total weight of sample: [g]	60.59	76.48
q < 0.002 mm [%]	0.52	0.15
q 0.002-0.004 mm [%]	0.63	0.20
q 0.004-0.008 mm [%]	0.82	0.32
q 0.008-0.016 mm [%]	1.27	0.55
q 0.016-0.032 mm [%]	1.05	0.46
q 0.032-0.063 mm [%]	0.55	0.28
q < 0.063 mm [%]	4.85	1.96
q 0.063-0.125 mm [%]	1.51	0.55
q 0.125-0.250 mm [%]	6.73	1.99
q 0.250-0.500 mm [%]	8.90	5.09
q 0.500-1.000 mm [%]	12.82	20.23
q 1.000-2.000 mm [%]	10.13	18.66
q 2.000-4.000 mm [%]	11.78	25.27
q 4.000-8.000 mm [%]	16.85	12.34
q 8.000-16.000 mm [%]	26.42	5.19
q 16.00-31.50 mm [%]	0.00	8.72
q 31.50-63.00 mm [%]	0.00	0.00
q > 63.00 mm [%]	0.00	0.00
Q < 0.002 mm [%]	0.52	0.15
Q < 0.004 mm [%]	1.15	0.35
Q < 0.008 mm [%]	1.97	0.68
Q < 0.016 mm [%]	3.24	1.22
Q < 0.032 mm [%]	4.30	1.69
Q < 0.063 mm [%]	4.85	1.96
Q < 0.125 mm [%]	6.36	2.52
Q < 0.250 mm [%]	13.09	4.50
Q < 0.500 mm [%]	21.99	9.59
Q < 1.000 mm [%]	34.81	29.82
Q < 2.000 mm [%]	44.95	48.47
Q < 4.000 mm [%]	56.73	73.75
Q < 8.000 mm [%]	73.58	86.09
Q < 16.00 mm [%]	100.00	91.28
Q < 31.50 mm [%]	100.00	100.00
Q < 63.000 mm [%]	100.00	100.00

q - fraction percentage part, Q - fraction cumulative part.

Test method specification: CZ_SOP_D06_07_120 Grain size analysis using the wet sieve analysis using laser diffraction (fraction from 2 μ m to 63 mm). Fractions > 63 mm, 31.5-63 mm, 16-31.5 mm, 8-16 mm, 4-8 mm, 2-4 mm, 1-2 mm, 0.5-1 mm, 0.25-0.50 mm, 0.125-0.25 mm and 0.063-0.125 mm were determined by wet sieving method, other fractions were determined from the fraction "<0.063 mm" by laser particle size analyzer using liquid dispersion mode.

Test specification, deviations, additions to or exclusions from the test specification:

G Analyserapport fra analyse av E. coli og KB

ANALYSERAPPORT



Adam M. Paruch
 Fredrik A. Dahls vei 20, N-1432 Ås
 Phone: +47 92458374
 Fax: +47 63009410
 E-mail: adam.paruch@bioforsk.no

Gro Eggen
 Bioforsk Jord og miljø,
 Fredrik A. Dahls vei 20, N-1432 Ås
 Phone: +47 92686413
 Fax: +47 63009410
 E-mail: gro.eggen@bioforsk.no

Beskrivelse:

Mikrobiologiske analyser av koliforme bakterier (KB) og Escherichia coli (E. coli).
 Metode: MPN Quanti-Tray Method/Colilert-18.

Analyseresultater:

Ant.	Prøve	Leveringsdato	KB	E. coli	Enhet MPN/g TS
1.	H1 A under rør	17.10.2011	381.3	71.5	—/—
2.	H1 A 10 cm under rør	—/—	<10.1	<10.1	—/—
3.	H1 A 20 cm under rør	—/—	<9.9	<9.9	—/—
4.	H1 A 30 cm under rør	—/—	124.1	20.9	—/—
5.	H1 A 40 cm under rør	—/—	513.6	53.0	—/—
6.	H1 A 50 cm under rør	—/—	291.3	9.6	—/—
7.	H2 A infiltrasjonsflate	—/—	5912.2	249.4	—/—
8.	H2 A 10 cm under rør	—/—	129.4	21.4	—/—
9.	H2 A 20 cm under rør	—/—	398.8	21.2	—/—
10.	H2 A 30 cm under rør	—/—	139.2	10.4	—/—
11.	H2 A 40 cm under rør	—/—	42.2	<10.3	—/—
12.	H2 A 50 cm under rør	—/—	123.4	20.4	—/—
13.	H4 B infiltrasjonsflate	—/—	>2682.6	180.8	—/—
14.	H4 B 10 cm under rør	—/—	27.3	6.9	—/—
15.	H4 B 20 cm under rør	—/—	86.3	11.7	—/—
16.	H4 B 30 cm under rør	—/—	1.0	<1.0	—/—
17.	H4 B 40 cm under rør	—/—	1.0	<1.0	—/—
18.	H4 B 50 cm under rør	—/—	<1.0	<1.0	—/—
19.	H5 B infiltrasjonsflate	—/—	>2668.4	63.5	—/—
20.	H5 B 10 cm under rør	—/—	45.7	5.6	—/—
21.	H5 B 20 cm under rør	—/—	8.8	1.0	—/—
22.	H5 B 30 cm under rør	—/—	24.3	3.3	—/—
23.	H5 B 40 cm under rør	—/—	1838.0	24.5	—/—
24.	H5 B 50 cm under rør	—/—	255.6	<1.0	—/—
25.	Linje I C 0 cm	—/—	453.0	58.1	—/—
26.	Linje I C 25 cm	—/—	7.7	2.1	—/—
27.	Linje I C 50 cm	—/—	28.7	7.8	—/—
28.	Linje I C 75 cm	—/—	17.6	3.2	—/—
29.	Linje I C 100 cm	—/—	36.7	1.0	—/—

Analysekommentarer:

Koliforme bakterier (KB) og Escherichia coli (E. coli) ble påvist i prøvene.

Ås, 19. oktober 2011


 Adam M. Paruch
 Seniorforsker (Dr. Ing.)
 Miljøteknologi og renseprosesser
 Bioforsk Jord og Miljø
www.bioforsk.no

Resultater fra analyse av E. coli og KB.