



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2018 30 stp

Infiltrasjon av urbant overvann i grøntanlegg

Infiltration of urban storm water in green areas

Ingvild Schmidt

Miljø og naturressurser
Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Forord

Masteroppgaven er skrevet ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) våren 2018, og er avsluttende arbeid i mastergraden Miljø og naturresurser. Arbeidet med denne oppgaven har bestått av feltarbeid og litteraturgjennomgang, hvor feltarbeid har foregått i perioden juli-desember og litteraturgjennomgang og oppgaveskriving har foregått i perioden januar-mai. Oppgaven inngår i Norsk Institutt for Bioøkonomi (NIBIO) sin strategiske instituttsatsing (SIS) «Grønne Byer» - multifunksjonelle grøntmiljø for å begrense forurensninger og flommer i byer og tettsteder (2015-2019). Prosjektet har som mål å *«utvikle kunnskap om hvordan kombinere og forbedre løsninger for retensjon, infiltrasjon og rensing av lokalt overvann ved bruk av grønne tak, regnbed, konstruerte våtmarker og plenarealer»*. Denne masteroppgaven tilhører delprosjektet infiltrasjon i grøntarealer.

Jeg vil først og fremst takke veilederne mine, Helen Kristine French fra NMBU og Trond Mæhlum fra NIBIO, for god veiledning og konstruktive tilbakemeldinger. Jeg vil også takke Aude Berbigé og Åsmund Mikalsen Kvifte for hyggelig samarbeid i felt, spesielt Åsmund for å være en inspirerende diskusjonspartner. Jeg vil også takke Leif Vidar Jakobsen for all hjelp med GNSS-målinger, Gunnar Tenge for nedlasting av kartdata og takke fotograf og venninne Tone Mella.

Ellers vil jeg uttrykke min takknemlighet til mine nærmeste som har støttet meg gjennom studietiden; mamma, pappa, Elise, Tobias og Lilly. Til slutt vil jeg takke kollektivet mitt, som har gjort studietiden ved NMBU minneverdig.

Ingvild Schmidt

Ås, 10.05.2018

Abstract

Climate change and urbanization cause an increase in storm water. Sustainable urban drainage systems (SUDS) are in focus to overcome the problem, where green areas can play an important role as infiltration areas. Infiltration measurements in the NMBU park and at NIBIOs research station in Landvik showed a spatial variability scattered between $< 0,5$ and 83 cm/hour on natural soil, where 90 % of the measurements in the NMBU-park had an infiltration rate below 20 cm/hour. On a constructed soil at the research station the infiltration rate was scattered between 32 and 107 cm/hour. On the natural soil there was no spatial correlation detected through Kriging, a geostatistical interpolation method. The measurements with a high infiltration rate were near those with a low infiltration rate, and because of relatively big distance intervals between the measurements a potential spatial correlation has not been detected. Still a structure has been found, where low infiltration rates were measured on the edges and high infiltrations rates were measured at the center of a locality called Storeplen in the NMBU park. Measurements of temporary development of infiltration rate at the same point in the NMBU park from week 40 to 51 showed at the largest a spread between 28 and 146 cm/hour.

The infiltration measurements were conducted with the Modified Philip-Dunne Infiltrometer. The method worked well for measuring when and where there were high and low infiltration rates, but it does not give exact infiltration rates. It underestimated compared to a double ring infiltrometer, which is considered as an exact method. A rough estimate indicated that at least 1 measurement per 600 m² is needed in an equivalent green area as Storeplen, but with great uncertainty. The more measurements the better odds for not experiencing unexpected run off or under sizing the infiltration rate of the area and not use it for storm water mitigation.

The results have shown that measuring both spatial and temporary infiltration rate is important to better adapt green areas for storm water mitigation. It gives information early in the planning process where there are high and low infiltration rates, and where possible improvements must be done. Improvements to give a better infiltration rate could be to add organic matter, replace natural soil with constructed soil and give the area a shape, so that the water is held back and gets time to infiltrate. Green areas can also be drained to prevent water saturation of the soil and thereby give more room for storm water.

Sammendrag

Klimaendringer og urbanisering fører til økte mengder overvann. For å få bukt med problemet satses det nå på lokal overvannsdisponering (LOD), hvor grøntanlegg kan spille en viktig rolle som infiltrasjonsareal. Gjennom infiltrasjonsmålinger i NMBU-parken og på NIBIOs forskningsstasjon på Landvik ble det dokumentert en romlig variabilitet spredt mellom $< 0,5$ cm/time og 83 cm/time på naturlig jord, hvor 90 % av punktene i NMBU-parken lå under 20 cm/time. På konstruert jord på forskningsstasjonen var infiltrasjonsevnen spredt mellom 32 cm/time og 107 cm/time. Det ble ikke påvist en romlig korrelasjon med den geostatistiske interpoleringsmetoden kriging på den naturlige jorden. Punktene med høy infiltrasjonsevne lå i kort avstand til punktene med lavere infiltrasjonsevne, og på grunn av for det meste relativt store avstandsintervaller har ikke eventuell romlig korrelasjon blitt fanget opp. En underliggende struktur ble likevel plukket opp for Storeplen i NMBU-parken hvor det var lavere infiltrasjonsevne i kantene av lokaliteten i forhold til de sentrale punktene. Måling av infiltrasjonsevnenes utvikling i samme punkt i NMBU-parken fra uke 40 til uke 51 viste på det største en spredning mellom 28 cm/time til 146 cm/time.

Infiltrasjonsmålingene ble utført med Modifisert Philip-dunne infiltrometer, som fungerte godt til å måle hvor og når det var god og dårlig infiltrasjonsevne. Den ga derimot ikke helt nøyaktige verdier, da den underdimensjonerte sammenlignet med dobbelring-infiltrometeret, som er kjent som en mer nøyaktig metode. Et grovt estimat basert på infiltrasjonsevnene målt på Storeplen tilsa at det trengs minst 1 målepunkt per 600 m² i tilsvarende grøntanlegg, men med stor usikkerhet. Jo flere målepunkter desto bedre rustet mot uventet avrenning og mindre sannsynlighet for å underdimensjonere og dermed ikke ta i bruk grøntarealet for overvannshåndtering.

Resultatene har vist at det er viktig å måle både romlig og temporær infiltrasjonsevne for å kunne bedre tilpasse grøntanlegg til overvannshåndtering. Da vet man tidlig i planleggingsprosessen hvor det er god infiltrasjonsevne og hvor eventuelle tiltak må inn. Tiltak for å gi bedre infiltrasjonsevne kan for eksempel være å blande inn organisk materiale, bytte ut naturlig jord med konstruert jord og forme grøntanlegget slik at overvann holdes tilbake og får bedre tid til å infiltrere. Grøntanlegg kan også dreneres for å hindre vannmetning av jorden og dermed gjøre plass til mer overvann.

Innhold

Forord	1
Abstract.....	III
Sammendrag.....	IV
Liste over forkortelser	VII
Liste over figurer.....	VIII
Liste over tabeller.....	XI
1.0 Introduksjon.....	1
1.1 Grønne byer.....	2
2.0 Teori	3
2.1 Infiltrasjon, Darcys lov og hydraulisk konduktivitet.....	3
2.2 Infiltrasjon i umettet sone.....	4
2.3 Faktorer som påvirker infiltrasjon.....	5
2.4 Urbanhydrologi og tretrinnstrategien	6
3.0 Områdebeskrivelse for egne feltundersøkelser	7
3.1 NMBU-parken.....	7
3.2 Landvik forskningsstasjon.....	8
3.3 Geologisk historie.....	8
4.0 Metode.....	11
4.1 Feltmetoder.....	11
4.1.1 Dobbelring infiltrometer	11
4.1.2 Modifisert Philip-Dunne infiltrometer.....	12
4.2 Dataanalyse	16
4.2.1 Interpolering mellom målepunktene.....	16
4.2.2 Nødvendig antall målepunkter for å få representativ K_{sat}	17
4.2.3 Deskriptiv statistikk	19
4.3 Kart og figurer	20
5.0 Resultater.....	21
5.1 Romlig variabilitet av infiltrasjonsevne	21
5.2 Interpolering av K_{sat}	25
5.3 Utvikling av infiltrasjonsevne over tid.....	29
5.4 Nødvendig antall målepunkter for å få representativ K_{sat} -verdi.....	31
5.4.1 Tilnærming av nødvendig antall målepunkter for å få representativ K_{sat}	31
5.4.2 Variabilitet av gjennomsnittlig K_{sat} avhengig av antall og plassering av målepunkter	31
5.4.3 Beregning av nødvendig antall målepunkter for å få representativ K_{sat} -verdi.....	32

5.5 Sammenligning av Modifisert Philip-Dunne og Dobbelring infiltrometer	33
6.0 Diskusjon.....	34
6.1 Romlig variabilitet av infiltrasjonsevne	34
6.1.2 Romlig korrelasjon	35
6.2 Utvikling av infiltrasjonsevne over tid	36
6.3 Vurdering av metode	38
6.3.1 Er Modifisert Philip-Dunne infiltrometer-metoden «god nok»?	38
6.3.5 Måling av utvikling av infiltrasjonsevne over tid	39
6.4 Nødvendig antall målepunkter for å få representativ K_{sat} -verdi.....	40
6.5 Hvordan utnytte grøntanlegg bedre i overvannshåndtering	41
7.0 Konklusjoner	46
8.0 Forslag til videre oppfølging av tema	47
9.0 Litteraturliste	48
Vedlegg A-E	54

Liste over forkortelser

BMPD	Balstad Modifisert Phillip-Dunne infiltrometer
DR	Dobbelring infiltrometer
ERT	Elektrisk Resistivitet Tomografi
IVF	Intensitet-varighet-frekvens
K	Hydraulisk konduktivitet
K_{sat}	Mettet hydraulisk konduktivitet
LOD	Lokal overvannsdiskonering
MPD	Modifisert Phillip-Dunne infiltrometer
NIBIO	Norsk Institutt for Bioøkonomi
NMBU	Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
NTNU	Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Qgis	Quantum Geographic Information System
SAGA	System for Automated Geoscientific Analyses
SGeMS	Stanford Geostatistical Modelling Software
SIS	Strategisk instituttsatsning

Liste over figurer

Figur 1 A. Parameterne i Green-Ampt modellen. B. Vanninnholdsprofil, som viser en skarp fuktighetsfront. Figuren er basert på Schwartz og Zhang (2003) s. 143.....	5
Figur 2 Skjematisk tegning av Lumbricus terrestris, en vanlig europeisk meitemark. Hentet fra Kutschera og M. Elliott (2010).	5
Figur 3 Tretrinnstrategien for overvannshåndtering. Figuren er basert på Braskerud og Paus (2018).	6
Figur 4 Oversiktskart over lokalitetene og målepunktene (●) i NMBU-parken.	7
Figur 5 Oversiktskart over lokalitetene og målepunktene (●) på Landvik forskningsstasjon.	8
Figur 6 Kvartærgeologisk løsmassekart over Ås lastet ned fra NGU.no. Lokalitetene hvor feltarbeidet ble utført er merket med ●.	9
Figur 7 Kvartærgeologisk løsmassekart over Landvik lastet ned fra NGU.no. Lokalitetene hvor feltarbeidet ble utført er merket med ●.	10
Figur 8 Prinsippskisse av dobbelring-infiltrrometer.....	11
Figur 9 A. Oversiktsbilde av utstyr brukt ved infiltrasjonsmålinger med dobbelring. Slegge og planke ble benyttet for å gi et jevnt slag og ikke skade ringene. Vannslangen fungerte som vannkilde. B. Bilde av plassering av MPD-sylindere i forhold til DR for sammenligning av metoder.....	12
Figur 10 Bildeserie av utførelse av Modifisert Philip-Dunne infiltrrometer-metoden. Fotograf: Tone Mella.	12
Figur 11 Prinsippskisse i tverrsnitt profil av MPD-infiltrrometeret, hvor H_0 er vannivå ved start, $H(t)$ er vannivået etter tid t , $L_{\max}$ er sylindereens dybde under jordoverflaten, r_0 er kildens radius, r_1 er sylindereens radius, r er en tilfeldig radius innenfor våtfronten og $R(t)$ er radiusen til våtfronten ved tid t . De ulike parameterne inngår i utregningen av K_{sat} (Nesting 2007).	13
Figur 12 Oversiktsbilde av utstyr brukt ved infiltrasjonsundersøkelser med MPD-metoden. Jordfuktighetsmåler ble brukt til å måle volumetrisk vanninnhold. Klubbe og slaghylse ble brukt til å banke røret med målebånd ned i bakken. Vannkannen ble brukt til å frakte vann (10 liter) og markøren ble brukt til å merke målepunkt. Fotograf: Tone Mella.....	15
Figur 13 Eksempel på semivariogram, hentet fra Esri (2018).	16
Figur 14 Illustrasjonsbilder fra SGeMS. A viser dimensjoneringen av et lag, mens B viser dimensjonering av søkeretning.	17

Figur 15 Illustrasjon av idealisert plott av gjennomsnitt, hvor punktene representerer alle mulige kombinasjoner av n antall K_{sat} -målinger (●). Den svarte streken representerer den totale gjennomsnittsverdien av alle målingene til sammen.	18
Figur 16 Illustrasjon av fremgangsmåte for utvelgelse av nabopunkter til dataanalyse.	19
Figur 17 Figuren viser resultatet av MPD-målingene gjort på Storeplen. Hvert punkt er nummerert over og den tilhørende K_{sat} -verdien er ført inn under. Det var ikke tilstrekkelige data for å regne ut K_{sat} for punktene 6, 7, 18.1, 18.5. manglet det data om jordfuktighet før og etter. Nummer Til venstre er det satt inn et histogram basert på K_{sat} -verdiene.	22
Figur 18 Figuren viser resultatet av MPD-målingene gjort på Tivoli. Hvert punkt ble målt med to MPD-sylindere ved siden av hverandre, som har fått benevnningene a og b. Punktene er nummerert med fet skrift etterfulgt av tilhørende K_{sat} -verdi. Det var ikke tilstrekkelige data for å regne ut K_{sat} for 5 a og b. I nedre venstre hjørne er det satt inn et histogram basert på K_{sat} -verdiene.	23
Figur 19 Figuren viser resultatet av MPD-målingene gjort på Fidja. Punktene er nummererte med fet skrift etterfulgt av tilhørende K_{sat} -verdi. I nedre venstre hjørne er det satt inn et histogram basert på K_{sat} -verdiene.	23
Figur 20 Figuren viser resultatet av MPD-målingene gjort på Lysimeteranlegget. Punktene er nummererte med fet skrift etterfulgt av tilhørende K_{sat} -verdi. I nedre venstre hjørne er det satt inn et histogram basert på K_{sat} -verdiene.	24
Figur 21 Boksdiagram basert på K_{sat} -verdiene fra de fire lokalitetene i studiet. Av ekstremverdiene på Storeplen tilhører 83 cm/time målepunkt 8.5, 45 cm/time målepunkt 8.1, 24 cm/time målepunkt 18.3 og 21 cm/time målepunkt 12. Fra lysimeteranlegget tilhører 107 cm/time målepunkt 5 og 32 cm/time tilhører målepunkt 1.	24
Figur 22 Variogram basert på Storeplen med asimut 90° , retning Ø-V.	25
Figur 23 A-D Figurene består av fullsirkelsøk-variogrammer basert på K_{sat} -verdiene tilhørende Storeplen (A), Tivoli (B), Fidja (C) og Lysimeteranlegget (D). Semivarians er plottet langs y-aksen. Tallene presentert sammen med punktene er antall par punktet representerer.	26
Figur 24 Kriget kart over K_{sat} -verdiene tilhørende Storeplen. Input er tolket ut ifra variogrammet i figur 22. Skalaen har enheten [cm/time]. Ringene indikerer plassering av målepunkt.	27
Figur 25 Kriget kart over K_{sat} -verdiene tilhørende Tivoli. Skalaen har enheten [cm/time]. Ringene indikerer plassering av målepunkt.	28
Figur 26 Kriget kart over K_{sat} -verdiene tilhørende Fidja. Skalaen har enheten [cm/time]. Ringene indikerer plassering av målepunkt. Det har oppstått en sirkeleffekt da punktene ikke strekker seg over hele utsnittet.	28

Figur 27 Kriget kart over K_{sat} -verdiene tilhørende Lysimeteranlegget. Skalaen har enheten [cm/time]. Ringene indikerer plassering av målepunkt.	29
Figur 28 Bilde av islag i bunnen av MPD-sylinder. Bildet er tatt i uke 1, 2018.....	29
Figur 29 A. viser K_{sat} -verdiene for målinger gjort ved ulike tidspunkt i samme målepunkt ved Tivoli. De første seks målingene er gjort i én sylinder på gressvegetasjon ved Regnbed, Campus Ås, og er presenter som $\square$. De neste fem målingene viser gjennomsnittet av tre målinger her ($\bullet$) og ved buskvegetasjon ($\blacktriangle$), i tillegg til fortsettelsen av $\square$. B. viser oversikt over meteorologiske data fra klimastasjonen på Søråsfeltet, og jordfysiske data ved 5cm dyp i Regnbed, Campus Ås. Meteorologiske målinger er gjort av BIOKLIM, og data er hentet fra nettsiden https://www.nmbu.no/fakultet/realtek/laboratorier/bioklim/meteorologiske-data (22.01.2018). Måletidspunkt er markert med $\blacktriangle$	30
Figur 30 Spredningsplott av 1000 tilfeldige utvalg av gjennomsnitt for kombinasjoner av n tilfeldige målepunkter fra Storeplen. Stiplet linje viser gjennomsnittsverdien for det totale datasettet, som er 12,5 cm/time.....	31
Figur 31 A viser hvordan gjennomsnittet av K_{sat} -verdiene endres med hvor mange målinger som tas, og hvilken plassering målepunktene har på Storeplen. B viser det samme, men her er ekstremverdiene fjernet. Gjennomsnitt 1 refererer til gjennomsnittet for K_{sat} -verdiene utenom ekstremverdiene, mens gjennomsnitt 2 er det totale gjennomsnittet for alle K_{sat} -verdiene (samme som i A og figur 30).....	32
Figur 32 Plot av ulike estimer av K_{sat} i samme punkt, målt med MPD- og DR-metoden. I punkt 1 og 2 er det målt med MPD-metoden før og etter DR-metoden. I punkt 3 er det kun målt med MPD-metoden før DR.....	33
Figur 33 Idéskisse av kunstige bioturbasjonskanaler, som tiltak for infiltrasjon av overvann.	43
Figur 34 Illustrasjon av vannstrømming ved grøntanlegg på en forhøyning mot grøntanlegg i en forsenkning.....	43
Figur 35 Idéskisse av hvordan et grøntanlegg kan formes med grunne kanaler og forsenkninger...44	44
Figur 36 Bilde av gresskledd vannvei hentet fra Oslo kommunes faktaark «Vadi - byens grønne vannveier» (Gabriel & Fiil 2016).....	45

Liste over tabeller

Tabell 1 Tabell over typiske K-verdier for ulike jordtyper, hentet fra Schwartz og Zhang (2003) s. 51.....	4
Tabell 2 Beskrivelse av lokaliteter undersøkt med MPD-metoden i dette studiet. *Børresen 2018, Personlig meddelelse, ** Hole og Solbakken (1985).	15
Tabell 3 Deskriptiv statistikk for K_{sat} -verdier fra alle lokalitetene, hvor n = antall vellykkede målinger, $\bar{x}$ = gjennomsnitt, x = median, σ = standardavvik og γ = skjevhetsfordeling.	24
Tabell 4 Tabellen viser beregnede variasjonskoeffisienter for de ulike lokalitetene i studiet.	25
Tabell 5 Informasjon hentet ut fra variogrammene i figur 23 A-D. Brukt som input i Simple Kriging	27
Tabell 6 Resultat av utregning ved bruk av formel 15, hvor målet var å finne nødvendig antall målinger. I kolonne to vises resultatet av utregningen basert på alle målte K_{sat} -verdier på Storeplen, mens i kolonne tre er ekstremverdiene fjernet.	33
Tabell 7 Forslag til tiltak for å utnytte grøntanlegg bedre i henhold til første trinn i tretrinnstrategien.	42
Tabell 8 Forslag til tiltak for å utnytte grøntanlegg bedre i henhold til andre trinn i tretrinnstrategien.	44
Tabell 9 Forslag til tiltak for å utnytte grøntanlegg bedre i henhold til tredje trinn i tretrinnstrategien.	45

1.0 Introduksjon

Grøntanlegg defineres som areal «opparbeidet overveiende med vegetasjonsdekte flater» (Store Norske Leksikon 2009). Grøntanleggs positive effekter er mange; grøntanlegg binder CO₂, renser luft, gir rom for biologisk mangfold, demper støy, regulerer temperatur og øker trivsel (Gómez-Baggethun et al. 2013). Grøntanlegg kan også spille en viktig rolle i overvannshåndtering, og det er der fokuset i denne oppgaven ligger.

Overvann er et resultat av avrenning av nedbør og smeltevann fra tette flater. Mengden overvann øker i takt med klimaendringene og urbaniseringen vi ser i dag. Klimaendringene gir økt årsnedbør og hyppigere intense nedbørepisoder, mens urbaniseringen fjerner naturlige infiltrasjonsflater hvor vannet kan trenge ned i grunnen (NOU(2015:16) 2015). I perioden 1985-2014 økte avrenningen i Norge med 6 % både i vinter- og vårsesong (Hanssen-Bauer et al. 2015). I 2015 anslo nær 60 % av norske kommuner at systemene for overvannshåndtering ikke har kapasitet til å ta imot de økende mengdene overvann. Ettersom det er kostbart å bygge ut det konvensjonelle avløpsnettet bør det heller satses på lokal overvannsdisponering (LOD) (NOU(2015:16) 2015). Tretrinnstrategien er en tredelt strategi for å håndtere overvannet lokalt, som består av 1 – infiltrasjon og rensing, 2 – tilbakeholdelse og fordrøyning, og 3 – sikre trygge flomveier til resipient (Miljødirektoratet 2016). Grøntanlegg kan inngå i alle tre trinnene. Det er lagt vekt på grøntanleggs rolle som infiltrasjonsareal i trinn 1 i denne oppgaven, som går inn under første ledd i byggteknisk forskrift (TEK17) §15-8 (Direktoratet for Byggkvalitet 2017):

«Overvann og drenevann skal i størst mulig grad infiltreres eller på annen måte håndteres lokalt for å sikre vannbalansen i området og unngå overbelastning på avløpsanleggene.»

For å kunne bruke grøntanlegg i overvannshåndtering er det derfor nødvendig med informasjon om infiltrasjonspotensialet i de allerede eksisterende grøntanleggene. Både for infiltrasjon av direkte nedbør, men også for å se om det er mulig å koble til utløp fra tette overflater, som for eksempel tak eller parkeringsplasser.

Denne oppgaven bygger videre på en tidligere masteroppgave ved NMBU skrevet av Elisabeth Blom Solheim (2017), hvor ulike metoder for å måle infiltrasjon ble evaluert: Modifisert Philip-Dunne-, Dobbelring- og Mariotte-infiltrometer, grop-infiltrasjon, teoretiske beregninger fra kornfordelingskurve og laboratoriemåling av infiltrasjonsevne. Studiet ble blant annet konkludert med at «MPD-infiltrometeret trolig er den enkleste metoden for bruk i praksis» og at den «tilfredsstiller kravene til en "god nok" metode». Gjennom feltmålinger i parker i Oslo kommune

kom hun også frem til at selv leirholdig jord hadde potensiale for å infiltrere regn i starten av nedbørsperioder.

Målet med denne oppgaven er å dokumentere variabilitet og utvikling over tid i grøntanleggs infiltrasjonsevne, og vurdere om aktuell metode er egnet til slik dokumentasjon. Det skal oppnås gjennom kartlegging av romlig variasjon på plenarealer i NMBU-parken og på NIBIOs forskningsstasjon på Landvik, og det skal måles utvikling over tid i NMBU-parken. I tillegg skal MPD-metoden sammenlignes med dobbelringmetoden, som gir et mer nøyaktig resultat. Det vil også gjøres et forsøk på å finne det ideelle antallet MPD-målinger som trengs for å gi en representativ verdi for et grøntanlegg. Videre skal resultatene settes inn i et større perspektiv hvor det skal diskuteres hvordan grøntanlegg kan utnyttes bedre for LOD i byer og tettsteder. Her vil det suppleres med relevant litteratur. Slik informasjon er nyttig i forbindelse med å tilrettelegge for økt infiltrasjon i grøntanlegg i byer og tettsteder.

1.1 Grønne byer

Oppgaven er en del av prosjektet «Grønne byer», som er en strategisk instituttsatsning i regi av Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO), finansiert av Klima- og miljødepartementet. Prosjektets mål er å utvikle kunnskap om multifunksjonelle grønne tiltak for håndtering av urbant overvann. Tiltakene kan bidra til bedre håndtering og øke kvaliteten på urbant overvann. Infiltrasjon i grøntanlegg inngår som en egen arbeidspakke i prosjektet. Begrepet «grønne byer» er også en viktig del av en internasjonal megatrend som går ut på å utvikle klimarobuste og smarte byer (resilient cities and smart cities), hvor det for tiden foregår store forsknings- og utviklingsprosjekter i regi av EU (Horizon 2020). Utvikling av blågrønn infrastruktur i byer og tettsteder er en viktig del av denne satsingen (Mæhlum 2018, personlig meddelelse).

Oppgaven åpner med å gi en innføring i relevant teori, områdebeskrivelse av kartlagte lokaliteter i NMBU-parken og NIBIOs forskningsstasjon på Landvik, beskrivelse av metoder og resultater, og til slutt diskusjon, konklusjoner og forslag til videre oppfølging av tema.

2.0 Teori

Dette studiet foregår i markvannssonen, som er sonen mellom jordoverflaten og grunnvannsspeilet. Her er porer og sprekker er delvis fylt med luft og vann, og kalles derfor også umettet sone (NVE 2015a).

2.1 Infiltrasjon, Darcys lov og hydraulisk konduktivitet

Infiltrasjon er prosessen hvor vann beveger seg ned i jorden fra overflaten. Hvor rask denne prosessen er defineres som jordens infiltrasjonsevne, i [m/s] (formel 1) (Brady & Weil 2013, s. 192), og er utledet fra Darcys lov (formel 2). Darcys lov uttrykker volumetrisk strømningshastighet, Q [m³/s], gjennom et porøst medium, som en jordsøyle. Darcys lov kan for eksempel brukes til å beregne hastighet på grunnvannsstrømming.

$$i = \frac{Q}{A} \quad \text{Formel 1}$$

$$Q = K * A * \left(-\frac{dh}{dl} \right) \quad \text{Formel 2}$$

K [m/s] er jordens hydrauliske konduktivitet, A er areal av tverrsnittet av det porøse mediumet og $-\frac{dh}{dl}$ er kjent som hydraulisk gradient (Schwartz & Zhang 2003, s.44-45).

Hydraulisk konduktivitet (K) er et mål på hvor raskt væske kan strømme gjennom et porøst medium avhengig av væskens og mediumets egenskaper, og uttrykkes med en hastighetsenhet, ofte [m/s] eller [cm/time]. K er avhengig av mediets permeabilitet k [m²], væskens tetthet, ρ [kg/m³], væskens viskositet, μ [kN*s/m²], og gravitasjonskraften, g [m/s²] (formel 3):

$$K = \frac{k\rho g}{\mu} \quad \text{Formel 3}$$

Permeabilitet er et mål på hvor lett væske kan transporteres gjennom et porøst medium. Når vann beveger seg gjennom en vannmettet sone i jorden kalles det mettet hydraulisk konduktivitet (K_{sat}). Jordtyper med høy permeabilitet, som grusig og sandig jord har høy K -verdi sammenlignet med jordtyper med lav permeabilitet, som silt- og leirjord (Schwartz & Zhang 2003, s. 49-51). Typiske K -verdier for ulike jordtyper er presentert i tabell 1.

Tabell 1 Tabell over typiske K -verdier for ulike jordtyper, hentet fra Schwartz og Zhang (2003) s. 51.

Jordtype	Hydraulisk konduktivitet (cm/time)
Grus	108 – 10800
Grov sand	0,3 – 2160
Medium sand	0,3 – 180
Fin sand	0,072 – 72
Silt	$3,6 \times 10^{-4}$ – 7,2
Morene	$3,6 \times 10^{-6}$ – 0,72
Leire	10^{-11} – $3,6 \times 10^{-6}$
Uforvitret marin leire	2×10^{-9} – $7,2 \times 10^{-4}$

2.2 Infiltrasjon i umettet sone

Flere modeller er utviklet for å beskrive infiltrasjon av vann i umettet jord. Eksempelvis Hortons, Kostiakovs og Richards ligninger (Horton 1933; Kostiakov 1932; Richards 1931). Green-Ampt modellen var den første formelen basert på fysiske parametere og kan uttrykkes som formel 4 (Schwartz & Zhang 2003, s. 142)

$$q = \left(\frac{\sqrt{2}}{2} \tau^{-\frac{1}{2}} + \frac{2}{3} - \frac{\sqrt{2}}{6} \tau^{\frac{1}{2}} + \frac{1-\sqrt{2}}{3} \tau \right) K_{sat} \quad \text{Formel 4}$$

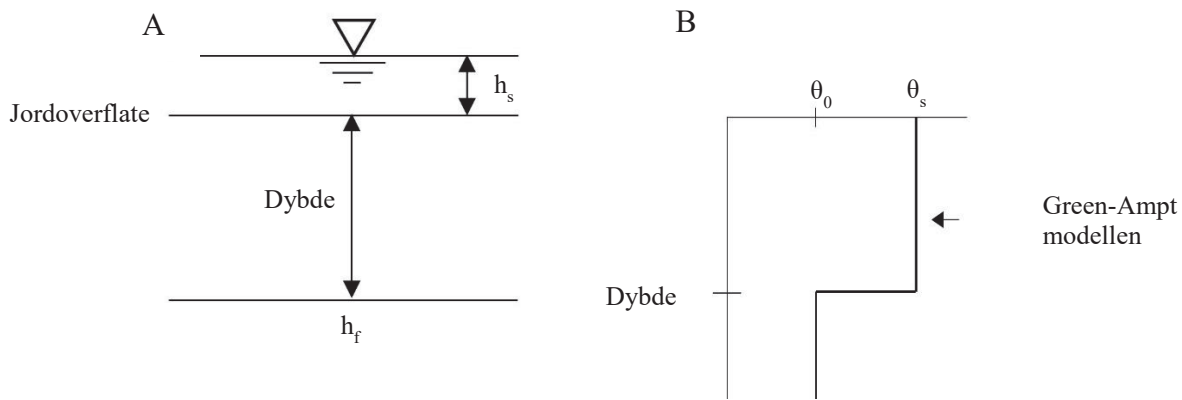
Hvor q er infiltrasjonsrate (cm/time), K_{sat} er mettet hydraulisk konduktivitet, og τ er relatert til tid (formel 5) og χ er presentert med formel 6:

$$\tau = \frac{t}{t + \chi} \quad \text{Formel 5}$$

$$\chi = \frac{(h_s - h_f)(\theta_s - \theta_0)}{K_{sat}} \quad \text{Formel 6}$$

t er tid, h_s er kapillær trykkehøyde ved jordoverflaten (cm), h_f er kapillær trykkehøyde ved fuktighetsfronten, θ_s er mettet volumetrisk vanninnhold, og θ_0 er vanninnholdet ved start. Parameterne er illustrert i figur 1 A. Modellen antar en skarp fuktighetsfront (figur 1 B). Over lenger tid vil τ bli lik 1 og q vil være lik K_{sat} (formel 7):

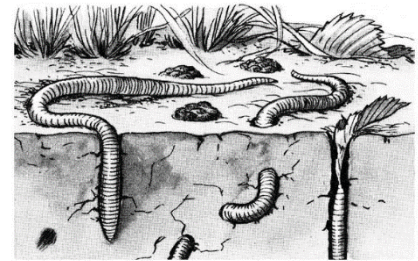
$$q = K_{sat}, \text{ for } t \rightarrow \infty \quad \text{Formel 7}$$



Figur 1 A. Parameterne i Green-Ampt modellen. B. Vanninnholdsprofil, som viser en skarp fuktighetsfront. Figuren er basert på Schwartz og Zhang (2003) s. 143.

2.3 Faktorer som påvirker infiltrasjon

Umettet jord har best infiltrasjonsevne i starten, hvor alt vannet vil infiltreres. Etter hvert som jorden mettes med vann vil jordens egenskaper kontrollere infiltrasjonsraten og den vil stabiliseres. På dette tidspunktet vil sammenhengende makroporer i jorden ha stor betydning for å transportere vann nedover i jorden (Schwartz & Zhang 2003, s. 23). Biologisk aktivitet, innhold av organisk materiale, kornstørrelsesfordeling og komprimering er faktorer som på som påvirker jordegenskaper med innvirkning på infiltrasjonsevne. Bioturbasjon er en type biologisk aktivitet, som



Figur 2 Skjematisk tegning av *Lumbricus terrestris*, en vanlig europeisk meitemark. Hentet fra Kutschera og M. Elliott (2010).

defineres som forstyrrelser av sedimentære avsetninger av levende organismer (Oxford Dictionaries u.å.). For eksempel graver meitemark kanaler (figur 2), som kan være viktige for infiltrasjon av vann da de ofte er åpne mot overflaten. Vann infiltrerer 4 til 10 ganger raskere i jord med meitemark enn uten (Edwards & Bohlen 1996, s. 208, 209). I tillegg øker de aggregatstabiliteten, noe som fremmer infiltrasjon. Aggregater er jordpartikler i en sammenhengende masse. En annen faktor som stabiliserer aggregater er organisk materiale, som i tillegg øker trivsel for meitemark (Brady & Weil 2013, s. 1, 68, 437). Studier viser også at infiltrasjonsevnen øker med vegetasjonsvekst, hvor vannet vil strømme gjennom kanalene rundt levende og døde røtter (Noguchi et al. 1997; Virahsawmy et al. 2014). Vegetasjon beskytter i tillegg overflatejord mot regndråper og hjelper derfor til med å beholde en porøs jordstruktur hvor nedbør kan lettere infiltrere (Brady & Weil 2013, s. 213). Gressdekke øker infiltrasjon, hindrer erosjon og er med på å tørke jorden slik at det er plass til å infiltrere mer vann ved nedbørhendelser (Domingo & Duley 1949; Hino et al. 1987; Joshi & Tambe 2010).

Tabell 1 viser hvordan kornstørrelsesfordeling påvirker transport av vann gjennom jord, og kan relateres til infiltrasjon av vann i jord. Større kornstørrelser gir høyere K-verdi, hvor for eksempel grus har betydelig høyere K-verdi enn leire. I tillegg påvirker sorteringsgrad, hvor en dårlig sortering betyr at de små kornene fyller opp hulrommene mellom de store kornene og infiltrasjonsevnen senkes (Grunnvann i Norge 2016).

Komprimering vil ha en negativ effekt på infiltrasjonsevnen, da for eksempel menneskelig aktivitet, som gangtrafikk, jordarbeiding og lignende, vil øke tettheten og dermed senke infiltrasjonsevnen (Brady & Weil 2013, s. 152-153).

Andre ytre faktorer som påvirker infiltrasjon er temperatur og topografi. Temperatur bestemmer vannets viskositet, hvor lavere temperatur gir høyere viskositet og dermed lavere infiltrasjonshastighet (Constantz & Murphy 1991). Ved en økning i helning vil også avrenningen øke (Morbideilli et al. 2016; Nassif & Wilson 1975).

2.4 Urbanhydrologi og tretrinnstrategien

NVE (2015b) definerer urbanhydrologi som «den delen av vannets kretsløp som er knyttet til bebygde områder». Som nevnt i innledningen tetter urbanisering igjen naturlige infiltrasjonsflater, noe som forstyrrer vannets naturlige kretsløp og dermed vannbalansen. Det resulterer bl.a. i senket grunnvannsstand og økt overflateavrenning, noe som fører til setningsskader og oversvømmelser (NVE 2015b). Tretrinnstrategien (figur 3) er utviklet for å håndtere de negative konsekvensene av urbanisering og overflateavrenning, og ble først presentert i Norge av Lindholm et al. i 2005. Flere ulike tiltak inngår i de tre trinnene, som for eksempel grønne tak og regnbed (trinn 1 og 2) og elver, bekker og kanaler (trinn 1, 2 og 3). Paus har senere foreslått et nytt trinn: trinn 0 – planlegging. Strategien er blitt tatt godt imot og flere kommuner har tatt den i bruk, bl.a. Oslo, Lørenskog og Tromsø (Braskerud & Paus 2018; Lørenskog kommune 2017; Tromsø Kommune 2017).



Figur 3 Tretrinnstrategien for overvannshåndtering. Figuren er basert på Braskerud og Paus (2018).

3.0 Områdebeskrivelse for egne feltundersøkelser

3.1 NMBU-parken

Universitetsparken i Ås kommune dekker et område på 550 dekar og omringer blant annet instituttene NMBU og NIBIO (Redaksjonen NMBU 2011). Parken brukes til rekreasjon og som arboret. Den umiddelbare nærheten gjorde den til et naturlig valg av område av praktiske årsaker. Feltarbeid ble utført på to lokaliteter i NMBU-parken, Storeplen og området ved Dahlsstøtta. Området ved Dahlsstøtta blir heretter referert til som Tivoli (etter Tivoli-bygget sør for lokaliteten) (figur 4). Tivoli ble antagelig anlagt rundt skolens anleggelse i 1859. Storeplen ligger i det sentrale parkrommet og ble anlagt mellom 1900 og 1930. Et kart over det sentrale parkrommet fra 1862 viser slyngende stier og landskapelig stil (UMB et al. 2006). Områdene i parken har tidligere vært jordbruksområder, og Storeplen ble brukt som åker under andre verdenskrig (Fredriksen 2018, personlig meddelelse). Det ble i 2014/2015 anlagt et regnbed på Tivoli, Regnbed Campus Ås.



Figur 4 Oversiktskart over lokalitetene og målepunktene (●) i NMBU-parken.

3.2 Landvik forskningsstasjon

Landvik er en av NIBIOs forskningsstasjoner og ligger i Grimstad kommune. Her drives det blant annet forskningsvirksomhet innen gress til grøntanlegg (NIBIO u.å.). Det ble gjort målinger på to lokaliteter på Landvik. Den ene lokaliteten er kalt Fidja, og den andre lokaliteten er et lysimeteranlegg med konstruert jord (figur 5).

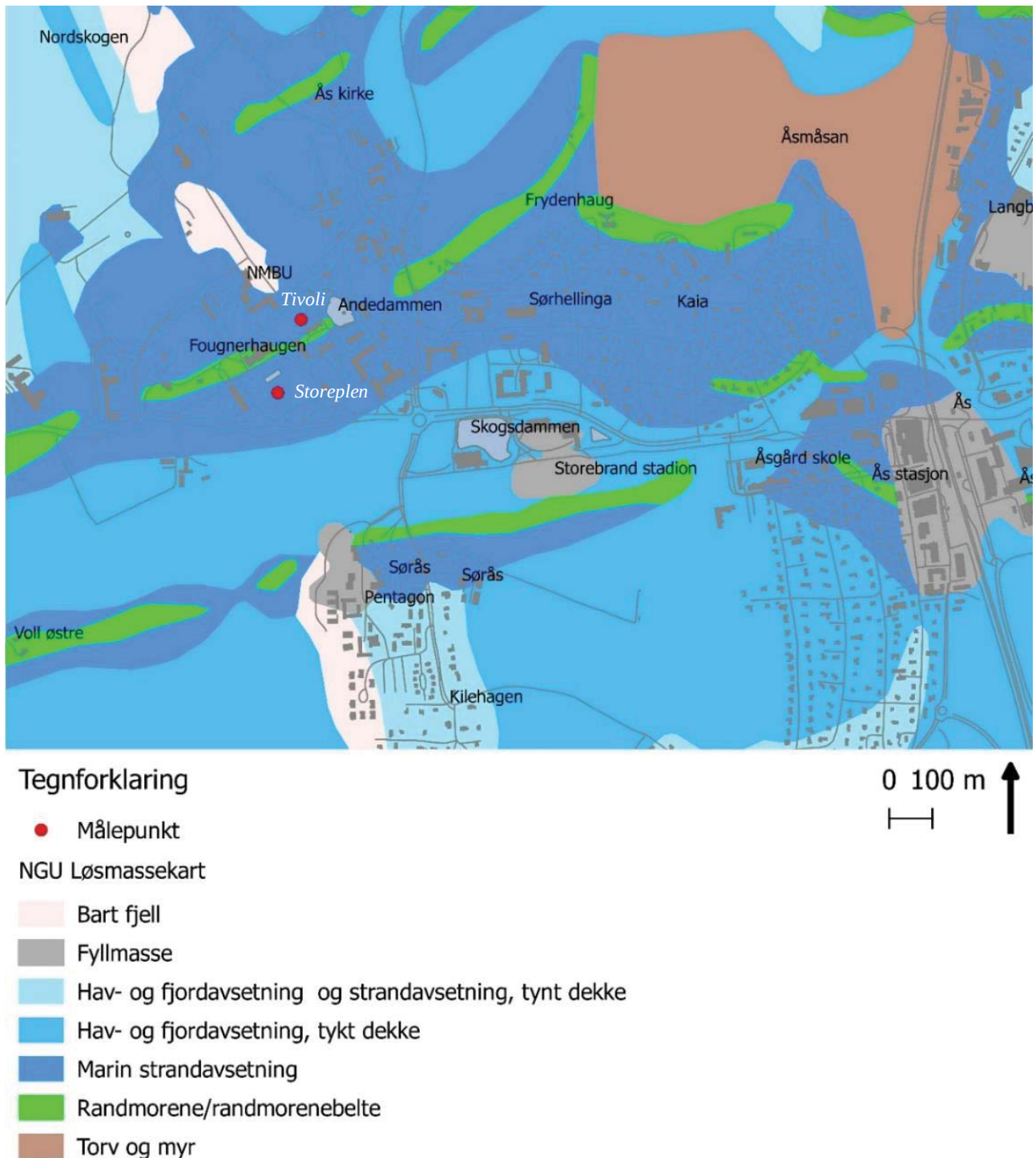


Figur 5 Oversiktskart over lokalitetene og målepunktene (●) på Landvik forskningsstasjon.

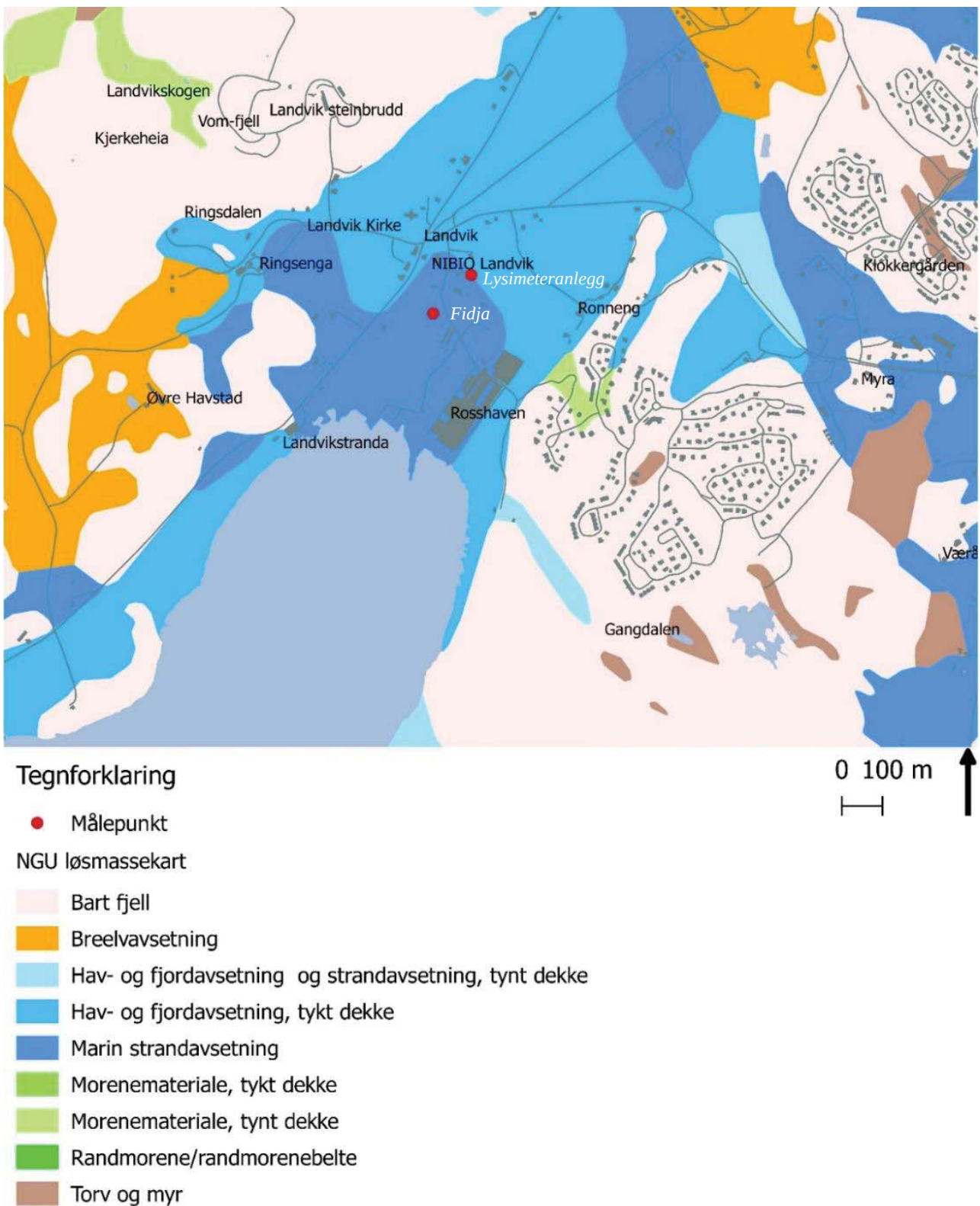
3.3 Geologisk historie

Både lokalitetene i NMBU-parken og på Landvik forskningsstasjon er anlagt på toppen av marine strandavsetninger (figur 6 og 7). Løsmassefordelingen er resultatet av isavsmeltingen etter siste istid for ca. 10 000 år siden. Havavsetninger ble avsatt da brefronten trakk seg tilbake og havet fulgte etter. Det startet en landheving da tyngden av breisen forsvant, og havavsetningene ble løftet opp i

strandsonen og omarbeidet til marine strandavsetninger. De kartlagte morenene i NMBU-parken er en del av Ås-Ski komplekset, som ble dannet under et opphold i tilbaketrekningen av brefronten (Haldorsen et al. 1997, s. 181,182).



Figur 6 Kvartærgeologisk løsmassekart over Ås lastet ned fra NGU.no. Lokalitetene hvor feltarbeidet ble utført er merket med ●.



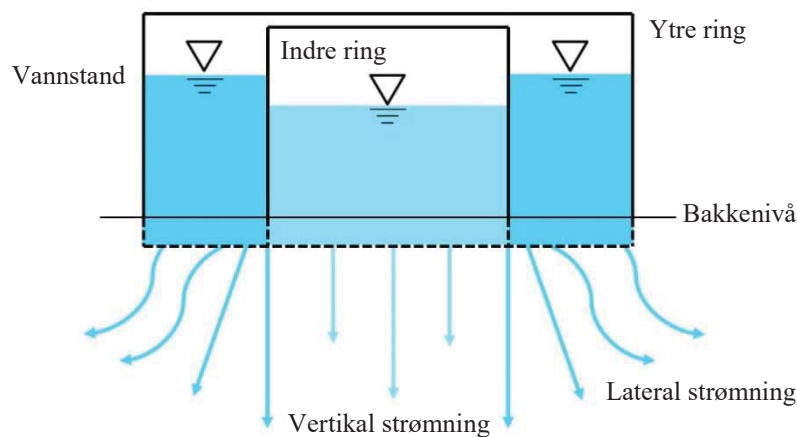
Figur 7 Kvartærgeologisk løsmassekart over Landvik lastet ned fra NGU.no. Lokaltetene hvor feltarbeidet ble utført er merket med ●.

4.0 Metode

4.1 Feltmetoder

4.1.1 Dobbelring infiltrometer

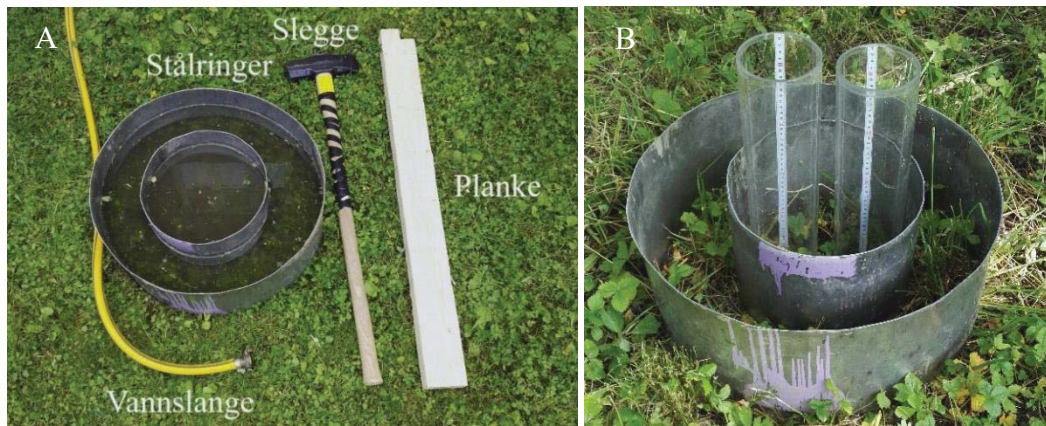
Dobbelring-metoden går ut på at to ringer bankes tilstrekkelig (5-10 cm) ned i bakken, slik at vannet som helles i ringene infiltrerer ned i jorden og ikke renner av på overflaten (5-10 cm). Vann fylles i begge ringene, og infiltrasjonshastigheten i den indre ringen måles ved hjelp av målestokk og stoppeklokke. K_{sat} -verdien oppnås når infiltrasjonsraten stabiliseres. Hensikten ved bruk av to ringer er å vannmette jorden rundt den indre ringen via den ytre ringen. Da vil vannet i den indre ringen tvinges til å infiltrere vertikalt ned i grunnen. Dette hindrer overestimering grunnet lateral spredning (figur 8) (Børresen & Haugen 2003). Darcys lov (formel 2) ligger til grunn for utregning av K_{sat} (formel 3).



Figur 8 Prinsippskisse av dobbelring-infiltrometer.

Utførelse av metode

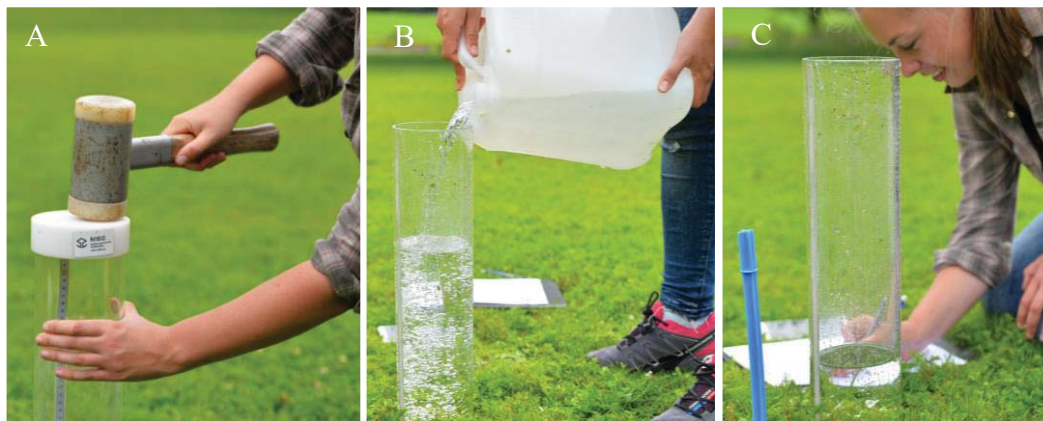
Dobbelring-metoden ble brukt i punkt 1-3 ved måling av romlig variasjon av infiltrasjonsevne i NMBU-parken ved Tivoli. Oversiktsbilde av utstyr brukt er presentert i figur 9 A. Metoden regnes som mer nøyaktig enn MPD-metoden og ble i hovedsak brukt til sammenligning. De ble derfor satt i samme punkt, som vist på bildet i figur 9 B. Stålringene har en diameter på 30 og 60 cm.



Figur 9 A. Oversiktsbilde av utstyr brukt ved infiltrasjonsmålinger med dobbelring. Slegge og planke ble benyttet for å gi et jevnt slag og ikke skade ringene. Vannslangen fungerte som vannkilde. B. Bilde av plassering av MPD-sylindere i forhold til DR for sammenligning av metoder.

4.1.2 Modifisert Philip-Dunne infiltrometer

Modifisert Philip-Dunne infiltrometer-metoden er en enkel metode for å estimere overflatejordens infiltrasjonsevne og K_{sat} i et gitt punkt. Metoden går ut på å banke en hul sylinder med målebånd 5 cm ned i overflatejorden (figur 10 A), fylle den med vann (figur 10 B) og lese av vannets infiltrasjonsrate (figur 10 C). Dette gjentas til infiltrasjonsraten er stabil. For å regne ut K_{sat} må det volumetriske vanninnholdet i jorden måles før og etter (Nestingen 2007).

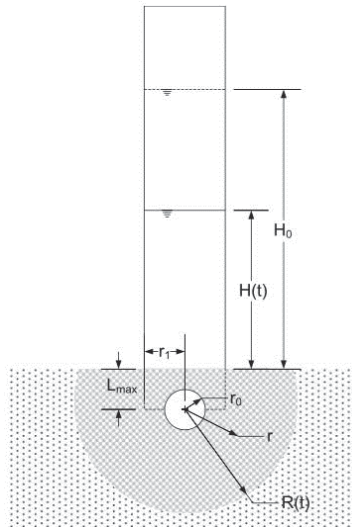


Figur 10 Bildeserie av utførelse av Modifisert Philip-Dunne infiltrometer-metoden. Fotograf: Tone Mella.

Modifisert Philip-Dunne infiltrometer-metoden er utviklet av Nestingen (2007) ved University of Minnesota og baserer seg på Philip-Dunne permeameteret. Ulikheten mellom metodene er at Philip-Dunne permeameteret settes ned i et borehull i jorden, og vannstrømmingen antas å bevege seg i en perfekt sfære rundt nedre del av sylindren. Ved MPD-metoden vil det være en øvre grense for vannstrømmingen ved jordoverflaten, som kapper toppen av sfæren (figur 11). Nestingen (2007)

utledet en formel fra Philip-Dunne modellen som tar hensyn til dette. Modellen baseres på en Green-Ampt fuktighetsfront (formel 4, figur 1) og en isotrop og homogen jord.

I dette studiet ble utregningen av K_{sat} , som et mål på infiltrasjon, gjort ved bruk av et Matlab-skript utviklet av Paus (2016) (vedlegg A) basert på Nestingens (2007) formel. Parameterne brukt i beregningen er presentert i figur 11. Beregningen av K_{sat} baserer seg på antagelsene om at den avkappede, sfæriske fuktighetsfronten har radius $R(t)$ og midtpunktet ligger på en vertikal avstand L_{max} fra jordoverflaten, i midten av sylindere $R(t) + L_{max}$.



Figur 11 Prinsippskisse i tverrsnitt profil av MPD-infiltrometeret, hvor H_0 er vannivå ved start, $H(t)$ er vannivået etter tid t , L_{max} er sylindere dybde under jordoverflaten, r_0 er kildens radius, r_1 er sylindere radius, r er en tilfeldig radius innenfor våtfronten og $R(t)$ er radiusen til våtfronten ved tid t . De ulike parameterne inngår i utregningen av K_{sat} (Nesting 2007).

Formlene bak matlabskriptet

Formel 8 regner ut fuktighetsfrontens radius for hvert tidsintervall, $R(t)$.

$$(H_0 - H(t))\pi r_1^2 = \frac{(\theta_1 - \theta_0)\pi}{3} (2(R(t))^3 + 3(R(t))^2 L_{max} - L_{max}^3 - 4r_0^3) \quad \text{Formel 8}$$

H_0 er vannivået i sylindere ved start, og $H(t)$ er vannivået ved tid t . θ_0 og θ_1 er volumetrisk vanninnhold før og etter infiltrasjonsforsøket. r_1 er sylindere indre radius, mens r_0 representerer radiusen til en sfære med samme volum som den avkappede sfæren. L_{max} er dybden på sylindere under bakken.

I første del av infiltrasjonstesten vil vannet ha en endimensjonal, vertikal strømming, ettersom sylindere vegger stopper den laterale spredningen (Nesting 2007). For å forhindre at formlene

basert på tredimensjonal strømming brukes på den vertikale strømmingen, velges $R(t)$ ved tredimensjonal strømming ved bruk av formel 9.

$$R(t) \geq \sqrt{(r_1^2 + L_{max}^2)} \quad \text{Formel 9}$$

Etter $R(t)$ -verdiene er valgt ut kan forskjellene i høyden på vannsøylen bestemmes (dH). Videre beskriver formlene 10 og 11 forholdet mellom K_{sat} , matrikskreftene ved fuktighetsfronten (C) og det potensielle fallet i vannivå i sylindere ($\Delta P(t)$).

$$\Delta P(t) = \frac{\pi^2}{8} \left((\theta_1 - \theta_2) \frac{(R(t))^2 + (R(t))L_{max}}{\bar{K}} \frac{dR}{dt} - 2r_0^2 \right) \frac{\ln\left(\frac{R(t)(r_0 + L_{max})}{r_0(R(t) + L_{max})}\right)}{L_{max}} \quad \text{Formel 10}$$

$$\Delta P(t) = C - H(t) - L_{max} + \frac{L_{max}}{\bar{K}} \frac{dH}{dt} \quad \text{Formel 11}$$

I formel 12 er formel 10 og formel 11 kombinert, hvor C og K_{sat} er ukjente (Olson et al. 2013). For å finne C - og K_{sat} -verdier bruker Matlab-skriptet iterative prosesser. I de tilfellene hvor K_{sat} har blitt beregnet til 36 cm/time har ikke denne prosessen vært vellykket.

$$\Delta H = \frac{K_{sat}}{L_{max}} \left(\frac{\pi^2}{8} \left((\theta_f - \theta_i) \frac{R(t)^2 + R(t)L_{max}}{K_{sat}} \frac{dR}{dt} - 2r_0^2 \right) \frac{\ln\left(\frac{R(t)(r_0 + L_{max})}{r_0(R(t) + L_{max})}\right)}{L_{max}} - C - H(t) + L_{max} \right) \quad \text{Formel 12}$$

Utførelse av metode

I dette feltarbeidet ble det brukt sylindere i plexi-glass med en indre diameter på 10 cm og en lengde på 50 cm. Målebånd er festet på innsiden og cylinderen har en spiss ende, som gjør det lettere å banke ned i jorden uten å forstyrre jordstrukturen. Den ble banket 5 cm ned i bakken ved bruk av klubbe og slaghylse. For å estimere infiltrasjonsevnen ble cylinderen fylt med vann og hastigheten vannet infiltrerte ble lest av ved hjelp av målebåndet og stoppeklokke. Jordfuktigheten ble målt med en Delta-T HH2 Moisture Meter koblet til en Wet-sensor. Oversiktsbilde av utstyr er presentert i figur 12.



Figur 12 Oversiktsbilde av utstyr brukt ved infiltrasjonsundersøkelser med MPD-metoden. Jordfuktighetsmåler ble brukt til å måle volumetrisk vanninnhold. Klubbe og slaghylse ble brukt til å banke røret med målebånd ned i bakken. Vannkannen ble brukt til å frakte vann (10 liter) og markøren ble brukt til å merke målepunkt. Fotograf: Tone Mella.

Modifisert Philip-Dunne infiltrometer-metoden ble brukt til å undersøke romlig variabilitet og utvikling over tid av K_{sat} . For uttesting i dette studiet ble arealer med plengress som vegetasjonsdekke valgt ut. En relativt homogen jord, drenering og vegetasjonsdekke, var forventet på disse arealene enten på grunn av langvarig bruk som plen eller designet for plen med visse jordegenskaper. Tabell 2 inneholder informasjon om lokalitetene som ble undersøkt i dette studiet.

Tabell 2 Beskrivelse av lokaliteter undersøkt med MPD-metoden i dette studiet. *Børresen 2018, Personlig meddelelse, ** Hole og Solbakken (1985).

Lokalitet	Kommune	Areal undersøkt m ²	Antall målepunkt	Vegetasjons-type	Jordtype ifølge egen vurdering og kart	Testperiode (ukenummer)
NMBU Storeplen	Ås	3600	35	Gress	Humusrik lettleire*	32
NMBU Tivoli	Ås	1300	20	Gress/trær	Humusrik siltig lettleire*	27
Fidja	Grimstad	150	8	Gress	Siltig sand**	33
Landvik lysimeter	Grimstad	160	7	Gress	30 cm sand- og torvblanding over 10 cm drengsgrus.	33

Fordi den hydrauliske ledningsevnen er en funksjon avhengig av blant annet viskositet, som igjen er avhengig av temperatur (formel 3), og is forventes å påvirke infiltrasjonsevnen, ønsket vi å måle

utvikling av infiltrasjonsrate over tid. Derfor ble det satt ned MPD-sylindere ved Tivoli i NMBU parken, som stod i samme punkt i en periode fra uke 40 til uke 51. Det ble først satt ned én sylinder på gressvegetasjon, i nærheten av punkt 6, hvor det ble gjennomført én måling hver uke, fra uke 40 til 46. I uke 47 ble det satt ned fem sylindere til for å gi et bedre statistisk grunnlag. Tre av disse ble satt ned ved buskvegetasjon, ved punkt 2. Se figur 4 for plassering av punktene i kart. Her ble det gjort målinger i en tidsperiode på 5 uker. Da det skulle gjøres infiltrasjonsmålinger i uke 1 i 2018 var det et ca. 5 cm tykt lag med is i bunnen av alle sylindrene. Ettersom det ikke stod igjen vann etter forrige måling må det frosne vannet ha blitt tilført naturlig (snø, regn). I starten stod vannkannene ute, for å kunne ha temperaturutvikling lik den som foregikk utendørs nær MPD-sylindren. Dette fungerte ikke i lengden da vannet endte opp med å fryse. Det ble derfor plassert i et kjølerom som holdt rundt 4°C, som ble brukt fra 15 november. Da bakken frøs var det ikke mulig å bruke fuktighetsmåleren, så utvikling over tid er ikke korrigert med matlabskriptet.

4.2 Dataanalyse

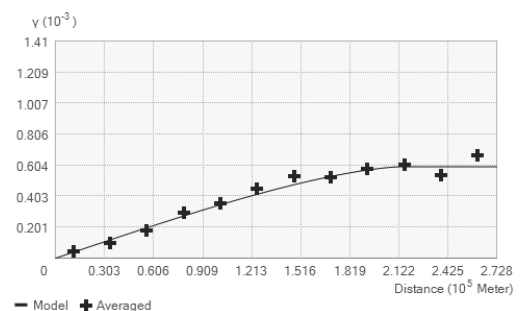
4.2.1 Interpolering mellom målepunktene

Kriging er en gren innenfor geostatistikk, som interpolerer kontinuerlige egenskaper mellom målepunkter. Metoden bruker informasjon om romlig korrelasjon (semivarians) til å estimere verdiene. Informasjonen om romlig korrelasjon tolkes ut i fra et variogram, hvor semivarians plottes mot avstand mellom målepunkter. Ut ifra diagrammet kan det leses av grad av romlig korrelasjon mellom punktene og hvor den opphører (range) (Davis & Sampson 1986, s. 240-241, 383). Empirisk semivarians kan regnes ut med formel 13 (Wikipedia 2018):

$$\hat{\gamma}_h = \frac{1}{2} \times \frac{1}{n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} (z(x_i + h) - z(x_i))^2 \quad \text{Formel 13}$$

hvor z er den målte verdien i et gitt punkt, h er avstanden mellom gitte målepunkter (x_i) og $n(h)$ er antallet datapar med avstand h .

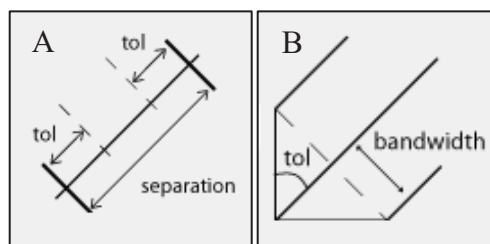
Hvor lang avstanden er før korrelasjonen opphører gir et bilde av variabiliteten som funksjon av avstand, og om det er en underliggende struktur som påvirker verdien av målingen. Variogrammet vil flate ut der en eventuell romlig korrelasjon opphører (sill). Punktet hvor variogrammet krysser y-aksen kalles nugget (Esri 2018). Eksempel på et variogram er presentert i figur 13.



Figur 13 Eksempel på semivariogram, hentet fra Esri (2018).

Utførelse av metode

Det ble utført enkel kriging for alle lokalitetene i studiet for å gi et oversiktlig bilde av infiltrasjonspotensialene på de ulike lokalitetene, og for å undersøke om det er en kontinuerlig underliggende struktur som påvirker infiltrasjonsevnen. En slik struktur kan være viktig for å vite hvor en kan forvente god eller dårlig infiltrasjonsevne. For Storeplen ble det laget fem variogrammer med programmet Stanford Geostatistical Modeling Software (SGeMS). For hvert variogram ble det tilpasset en variogrammodell, hvor range, sill og nugget ble valgt manuelt. Variogrammene ble laget med førti avstandsgrupper (lag) med en separasjon på to meter, og en toleranse på én meter (figur 14 A). Et variogram ble laget for hver av de fire retningene 0° , 45° , 90° og 135° , med en toleranse på $22,5^\circ$ (figur 14 B). Det ble også laget et fullsirkelsøk-variogram (omnidirectional-variogram), hvor søket etter målepunkter skjer i en fullstendig sirkel. Båndbredden ble satt til 50m, for å få med flest mulige punkter. Området variogrammet flater ut (sill) ble satt til verdien av maksimal varians.



Figur 14 Illustrasjonsbilder fra SGeMS. A viser dimensjoneringen av et lag, mens B viser dimensjonering av søkeretning.

Ettersom det ble problemer med å lage flere variogrammer med SGeMS ble programmet SAGA tatt i bruk (System for Automated Geoscientific Analyses). Det ble da laget fullsirkelsøk-variogrammer for alle lokalitetene, ettersom det ikke så ut til at det var en funksjon for retningsbaserte variogrammer. Semivariansen ble regnet ut med programmet SAGA og plottet og tilpasset som et sfærisk variogram i Microsoft Excel med formel 14 (Environmental Agency of Slovenia 2010).

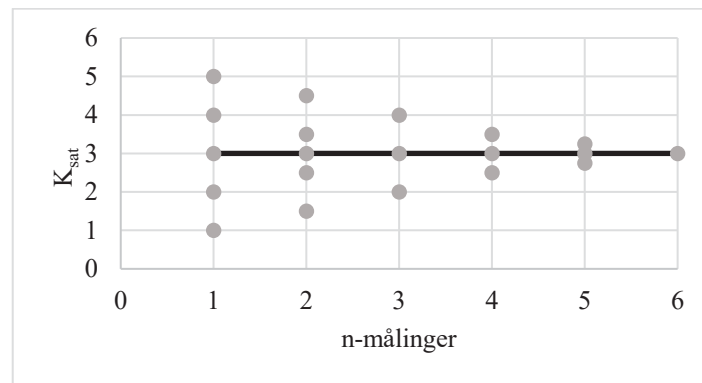
$$\text{HVIS}(\text{distance} \leq \text{range}; (\text{sill} - \text{nugget})(1,5 * \text{distance} / \text{range} * 0,5(\text{distance} / \text{range})^3) + \text{nugget}; \text{sill})$$

Formel 14

4.2.2 Nødvendig antall målepunkter for å få representativ K_{sat}

Det ble gjort tre statistiske analyser av K_{sat} -verdiene fra Storeplen for å estimere hvor mange infiltrasjonsmålinger som er nødvendig for å gi en representativ K_{sat} -verdi for et grøntanlegg. Resultatet vil begrenses til å gjelde grøntanlegg av samme type om Storeplen. Den første metoden var å plote gjennomsnittsverdiene av alle mulige kombinasjoner av n antall K_{sat} -verdier i et spredningsdiagram, for å se hvor mange målinger som skulle til før det nærmet seg den totale

estimerte gjennomsnittsverdien. Hypotesen er at jo flere målinger som tas, jo mindre spredning har de beregnede gjennomsnittsverdiene. Da kan man ut ifra diagrammet se når det er tilstrekkelig med målinger for å få et akseptabelt gjennomsnitt i forhold til det man forutsetter er det reelle (basert på alle målingene). Et illustrert eksempel på et slikt diagram er presentert i figur 15, hvor prikkene representerer gjennomsnittene av de ulike kombinasjonene og den svarte streken presenterer den totale gjennomsnittsverdien. Det ble gjort ved bruk av tre ulike Matlab-koder. Kode 1 fant alle mulige kombinasjoner av K_{sat} -verdiene, kode 2 regnet ut gjennomsnittene av de ulike kombinasjonene, og kode 3 gjorde en tilfeldig utvelgelse av 1000 resultater. De utvalgte resultatene ble plottet i et spredningsplott hvor de gjennomsnittlige K_{sat} -verdiene ble plottet langs y-aksen mot antall målinger på x-aksen.



Figur 15 Illustrasjon av idealisert plott av gjennomsnitt, hvor punktene representerer alle mulige kombinasjoner av n antall K_{sat} -målinger ($\bullet$). Den svarte streken representerer den totale gjennomsnittsverdien av alle målingene til sammen.

Ettersom det ble generert en rekke tall var det bare praktisk gjennomførbart opp til og med kombinasjoner med 14 ulike K_{sat} -verdier.

Kode 1 gir en matriks med alle mulige kombinasjoner av elementene i vektor v , hvor det tas k elementer med om gangen.

`C = nchoosek(v, k)` Kode 1

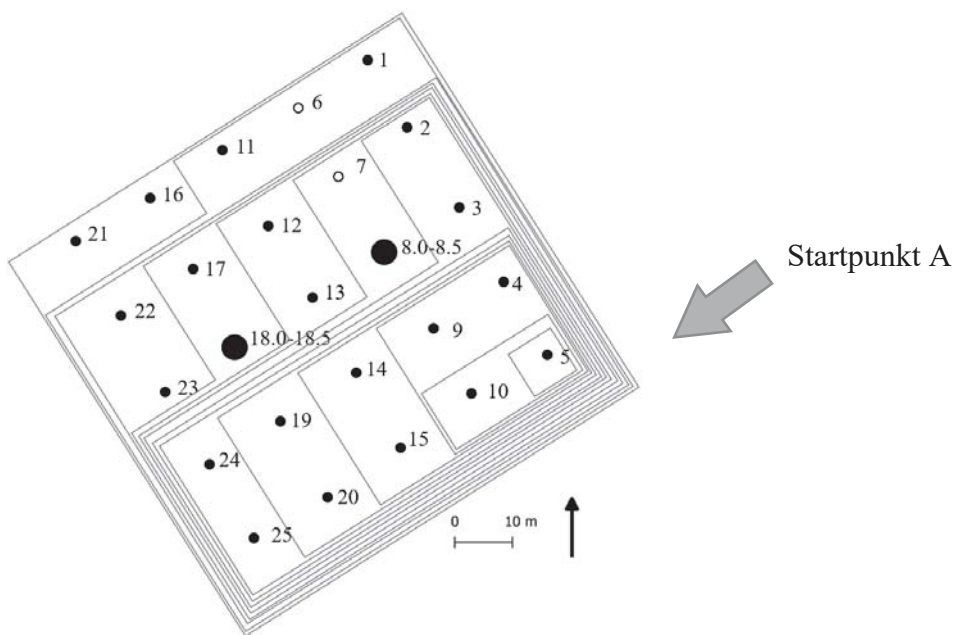
Kode 2 regner ut gjennomsnittet av hver rad med kombinasjoner, hvor A er input data og 2 betyr rad.

`M = mean(A, 2)` Kode 2

Kode 3 velger ut k tilfeldige gjennomsnittsverdier for input *data*.

`y = datasample(data, k)` Kode 3

Den andre metoden var å se på hvordan gjennomsnittsverdien endret seg ved ulikt antall målepunkter og plasseringer. Det ble gjort for å gi eksempel på hvordan tilnærmingen ville formet seg om man begynte i et punkt og beveget seg over området, slik feltarbeid ofte blir systematisert. Gjennomsnittsverdiene ble regnet ut for en parvis økende mengde kombinasjoner av nabopunkter fra 2 til 30. Dette ble utført tre ganger (A, B og C), hvor startpunktet ble endret for hver gang. En illustrasjon av hvordan punktene ble valgt ut for A er presentert i figur 16, hvor startpunktet er i nummer 5. Det samme oppsettet ble laget for B, med startpunkt i nummer 25, og C med startpunkt i nummer 21. Punkt 6 og 7 er ikke tatt med, ettersom det ikke var mulig å beregne K_{sat} for disse punktene.



Figur 16 Illustrasjon av fremgangsmåte for utvalgelse av nabopunkter til dataanalyse.

Den tredje metoden var å bruke en formel (formel 15) for å regne ut utvalgsstørrelsen basert på varians (σ^2) og feilmargen (formel 16) for n målinger (Western Michigan University 2003). Standardavvik ble regnet ut ved bruk av dataanalyse-funksjonen i Microsoft Excel.

$$Utvalgsstørrelse = 4\sigma^2 / \text{feilmargen}^2 \quad \text{Formel 15}$$

$$\text{Feilmargen} = 2 \left(\frac{\sigma}{\sqrt{n}} \right) \quad \text{Formel 16}$$

4.2.3 Deskriptiv statistikk

Deskriptiv statistikk regnet ut med dataanalysefunksjonen i Microsoft Excel for å beskrive datasettene og deres variabilitet. For å gi et tall på variabiliteten innad i datasettene ble også

variasjonskoeffisienter beregnet. Variasjonskoeffisientene ble beregnet med formel 17, hvor en lavere variasjonskoeffisient betyr lavere variabilitet, og vice versa (Keilman 2015).

$$\text{Variasjonskoeffisient} = \frac{\sigma}{\bar{x}} \quad \text{Formel 17}$$

Hvor σ er standardavvik og $\bar{x}$ er gjennomsnitt.

4.3 Kart og figurer

Alle kart, figurer og bilder er laget og tatt selv, om ikke annet er oppgitt. Kartene er laget med programmet Quantum GIS (Qgis). Kartdataene FKB-N20-data er lastet ned fra Norgedigitalt, flyfoto (Norge i bilder WMS-ortofoto) er lastet ned fra geonorge.no (figur 4 og 5) og kvartærgeologisk løsmassekart er lastet ned fra NGU.no (figur 6 og 7). Alle kartdataene ble lastet ned i februar 2018.

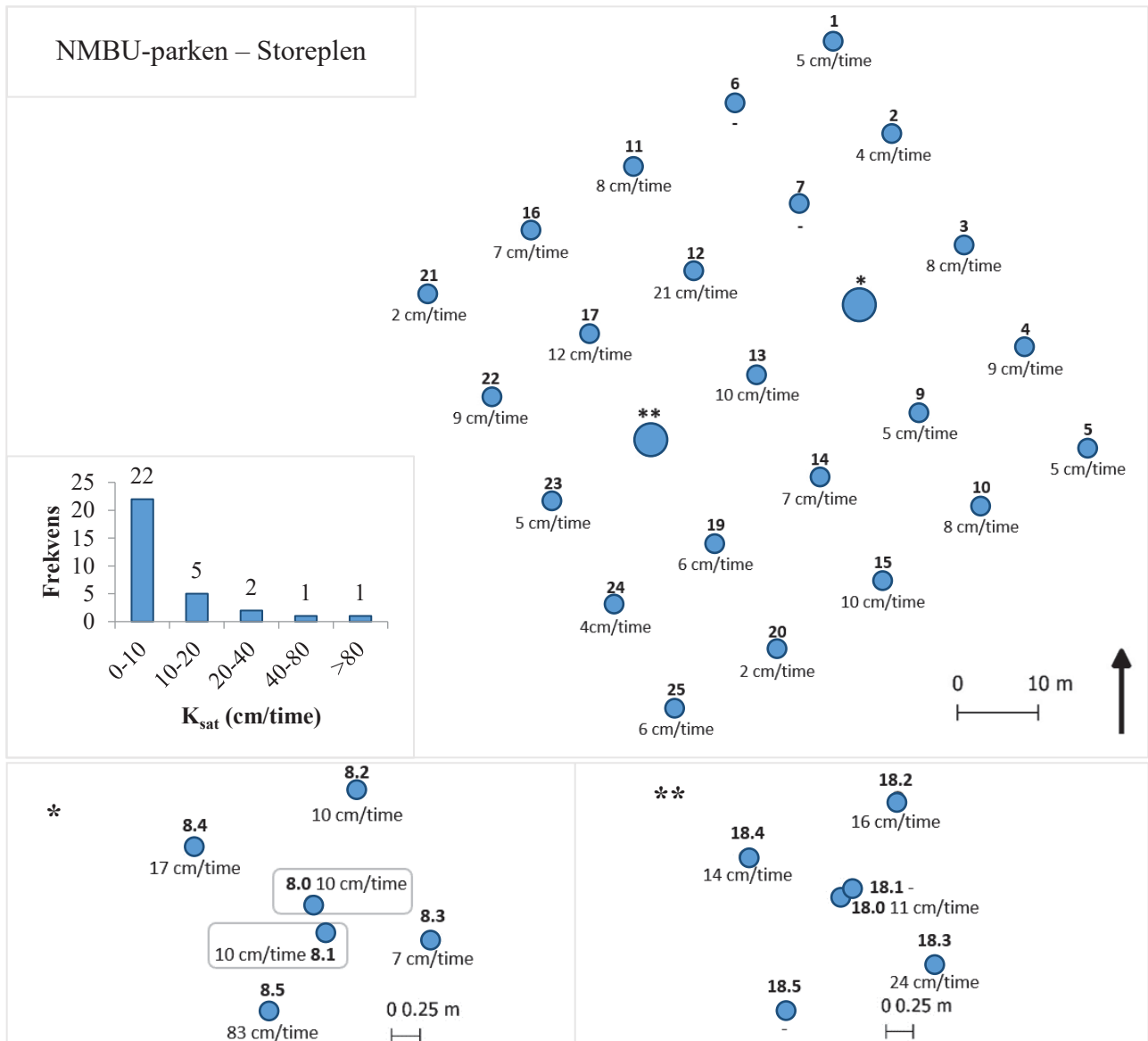
5.0 Resultater

5.1 Romlig variabilitet av infiltrasjonsevne

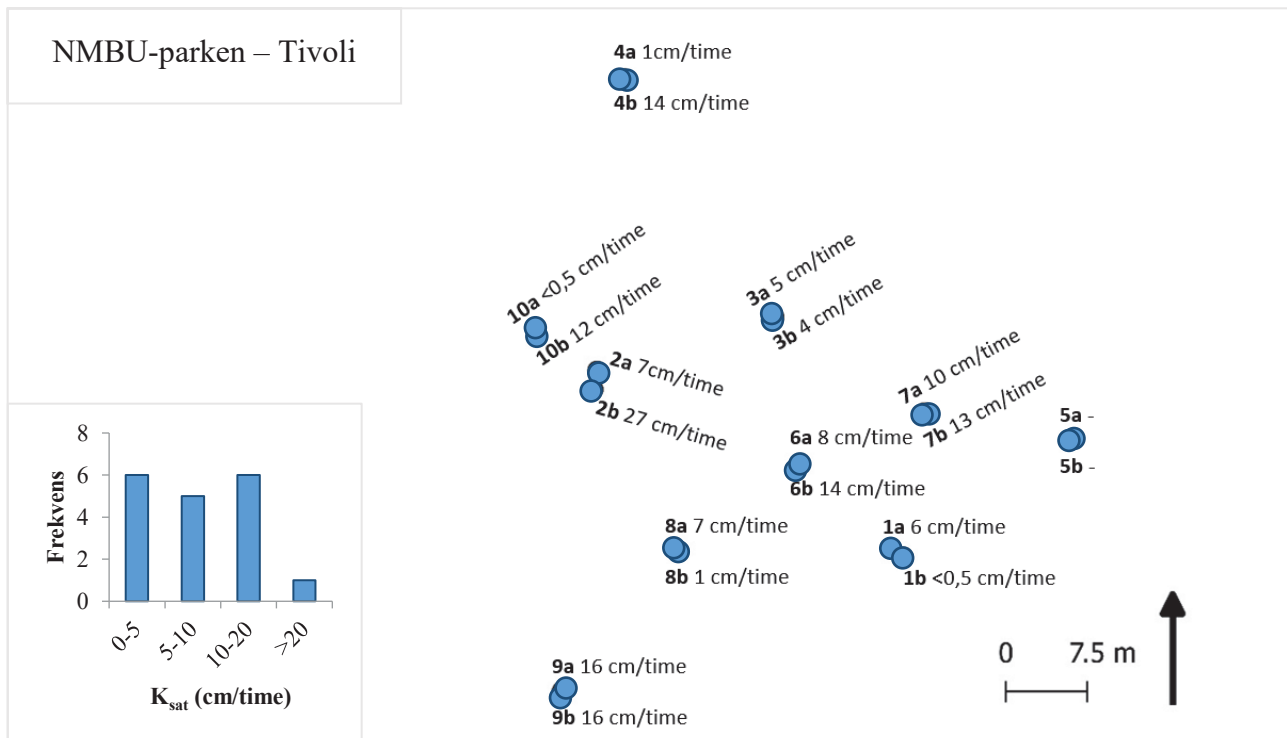
Resultatene fra kartlegging av romlig variabilitet av K_{sat} i NMBU-parken (Storeplen og Tivoli) og på Landvik (Fidja og Lysimeteranlegget) er presentert i figur 17-20 og i tabeller i vedlegg B. Dette er resultatene fra MPD-metoden, hvor Matlabskriptet fra Paus (2016) er brukt som korreksjon. Enhetene [m/s], [m/døgn] og [cm/time] er ofte brukt for å uttrykke infiltrasjon. I disse resultatene er det valgt å bruke enheten [cm/time] og K_{sat} brukes som et mål på infiltrasjonsevne. Målepunktenes nummer er presentert med fet skrift etterfulgt av tilhørende infiltrasjonsevne. Punktene hvor infiltrasjonsevnen ikke er oppgitt har det vært for lite input-data til å korrigere den målte verdien.

For å vise fordelingen av de resulterende K_{sat} -verdiene er det også laget et histogram for hver lokalitet, som er en del av figur 17-20. I tillegg er det presentert deskriptiv statistikk i tabell 3, laget et boksdiagram for hver lokalitet i figur 21 og regnet ut variasjonskoeffisienter presentert i tabell 4. Boksdiagrammet er en visuell presentasjon av spredning av data, og viser ekstremverdiene.

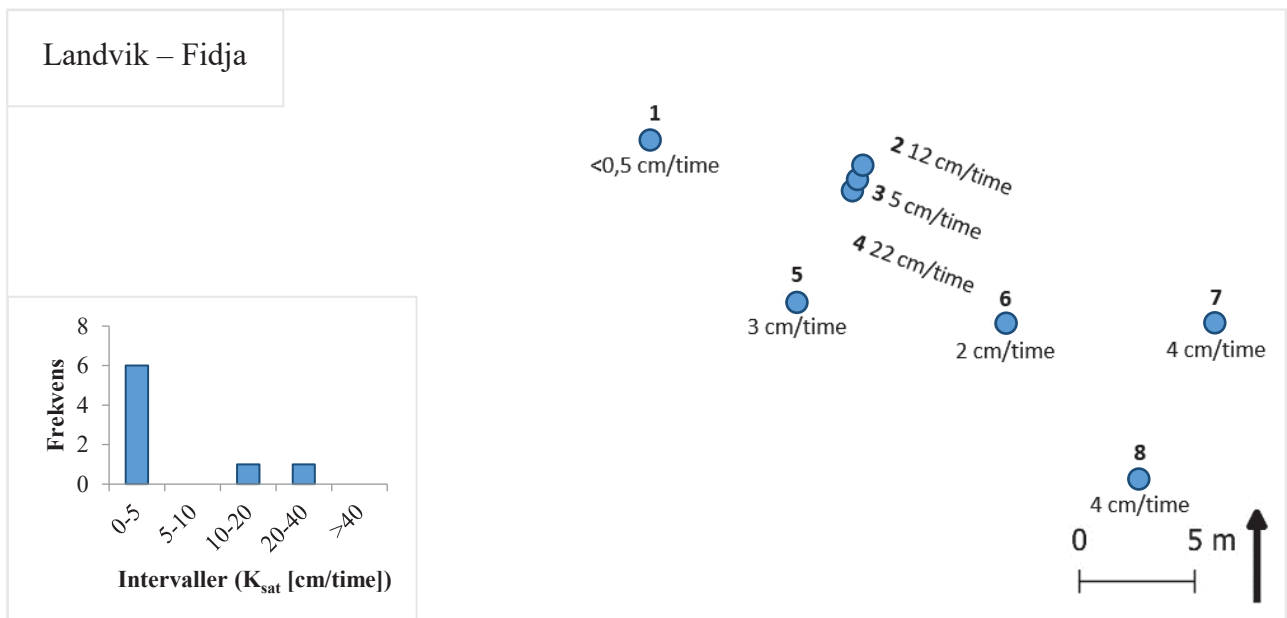
Resultatene viser at i NMBU-parken ligger 90% av K_{sat} -verdiene under 20 cm/time. De resterende prosentene utgjør fire ekstremverdier på Storeplen og ett punkt ved Tivoli. K_{sat} -verdiene fra Fidja ligger også innenfor samme størrelsesorden, noe som kan forventes ettersom plenen er anlagt på samme jordtype som plenene i NMBU-parken (marin strandavsetning). Lysimeteranlegget med konstruert jord har høyere K_{sat} -verdier, hvor for eksempel medianen er 15 ganger medianen tilhørende Fidja (tabell 3). Noe uventet har Lysimeteranlegget nest høyest spredning med minimumsverdi 32 cm/time og maksimumsverdi på 107 cm/time (tabell 3), men ser man på variasjonskoeffisienten har lysimeteranlegget den laveste variabiliteten innad i datasettet (tabell 4).



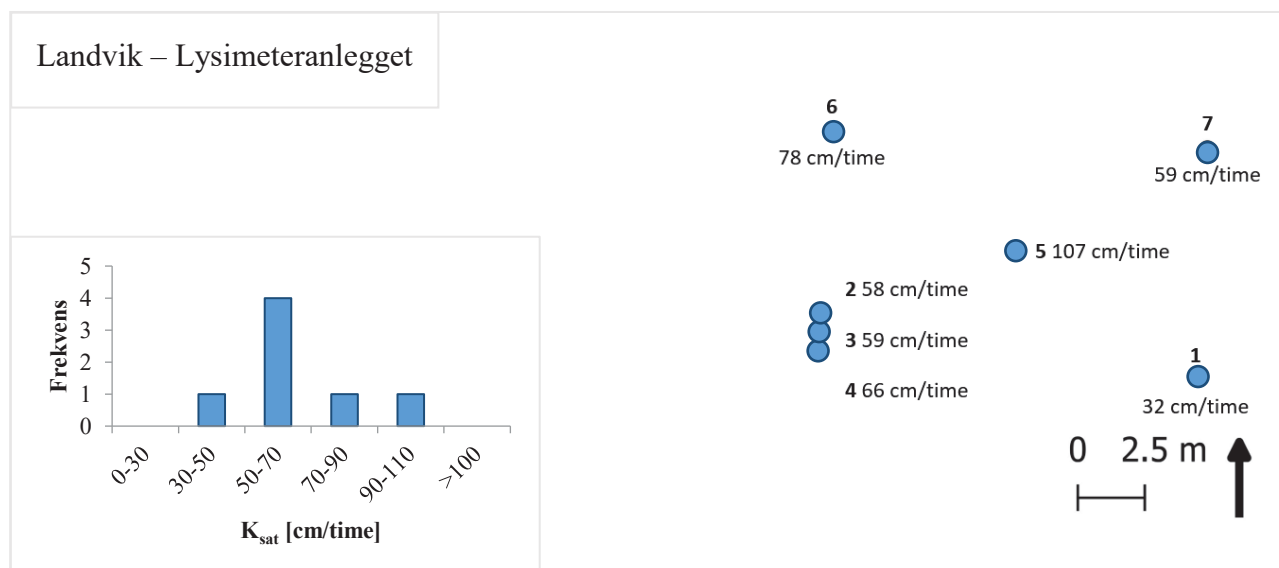
Figur 17 Figuren viser resultatet av MPD-målingene gjort på Storeplen. Hvert punkt er nummerert over og den tilhørende K_{sat} -verdien er ført inn under. Det var ikke tilstrekkelige data for å regne ut K_{sat} for punktene 6, 7, 18.1, 18.5. manglet det data om jordfuktighet før og etter. Nummer Til venstre er det satt inn et histogram basert på K_{sat} -verdiene.



Figur 18 Figuren viser resultatet av MPD-målingene gjort på Tivoli. Hvert punkt ble målt med to MPD-sylindere ved siden av hverandre, som har fått benevningene a og b. Punktene er nummerert med fet skrift etterfulgt av tilhørende K_{sat} -verdi. Det var ikke tilstrekkelige data for å regne ut K_{sat} for 5 a og b. I nedre venstre hjørne er det satt inn et histogram basert på K_{sat} -verdiene.



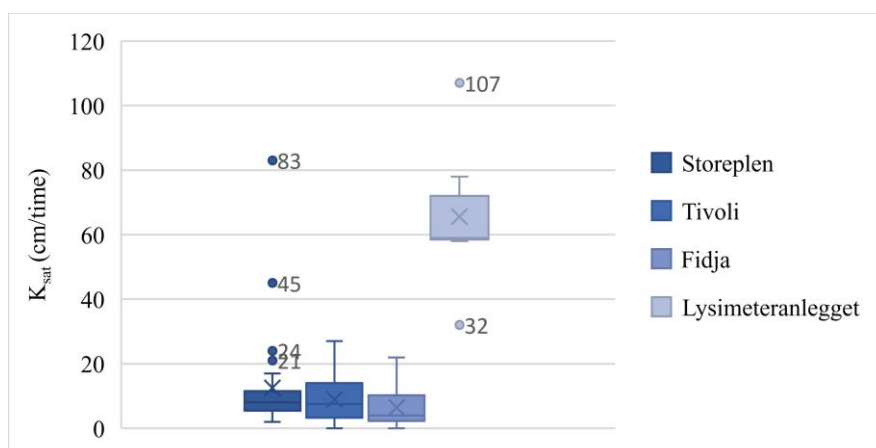
Figur 19 Figuren viser resultatet av MPD-målingene gjort på Fidja. Punktene er nummererte med fet skrift etterfulgt av tilhørende K_{sat} -verdi. I nedre venstre hjørne er det satt inn et histogram basert på K_{sat} -verdiene.



Figur 20 Figuren viser resultatet av MPD-målingene gjort på Lysimeteranlegget. Punktene er nummererte med fet skrift etterfulgt av tilhørende K_{sat} -verdi. I nedre venstre hjørne er det satt inn et histogram basert på K_{sat} -verdiene.

Tabell 3 Deskriptiv statistikk for K_{sat} -verdier fra alle lokalitetene, hvor n = antall vellykkede målinger, $\bar{x}$ = gjennomsnitt, $\tilde{x}$ = median, σ = standardavvik og γ = skjevhetsfordeling.

Lokalitet	n	Min (cm/time)	Maks (cm/time)	$\bar{x}$	$\tilde{x}$	σ	γ
Storeplen	31	2	83	12,5	8	15,5	3,7
Tivoli	18	<0,5	27	8,9	7,5	7,1	0,8
Fidja	8	<0,5	22	6,5	4	7,2	1,8
Lysimeteranlegget	7	32	107	65,6	59,0	22,9	0,7



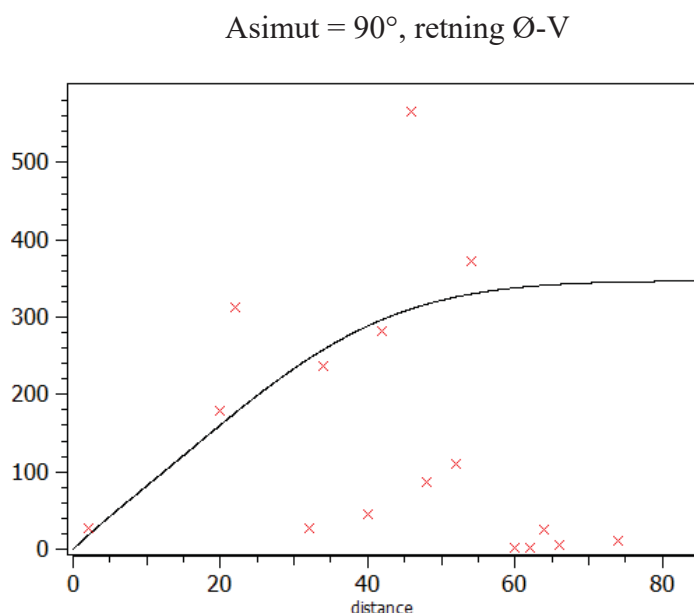
Figur 21 Boksdiagram basert på K_{sat} -verdiene fra de fire lokalitetene i studiet. Av ekstremverdiene på Storeplen tilhører 83 cm/time målepunkt 8.5, 45 cm/time målepunkt 8.1, 24 cm/time målepunkt 18.3 og 21 cm/time målepunkt 12. Fra lysimeteranlegget tilhører 107 cm/time målepunkt 5 og 32 cm/time tilhører målepunkt 1.

Tabell 4 Tabellen viser beregnede variasjonskoeffisienter for de ulike lokalitetene i studiet.

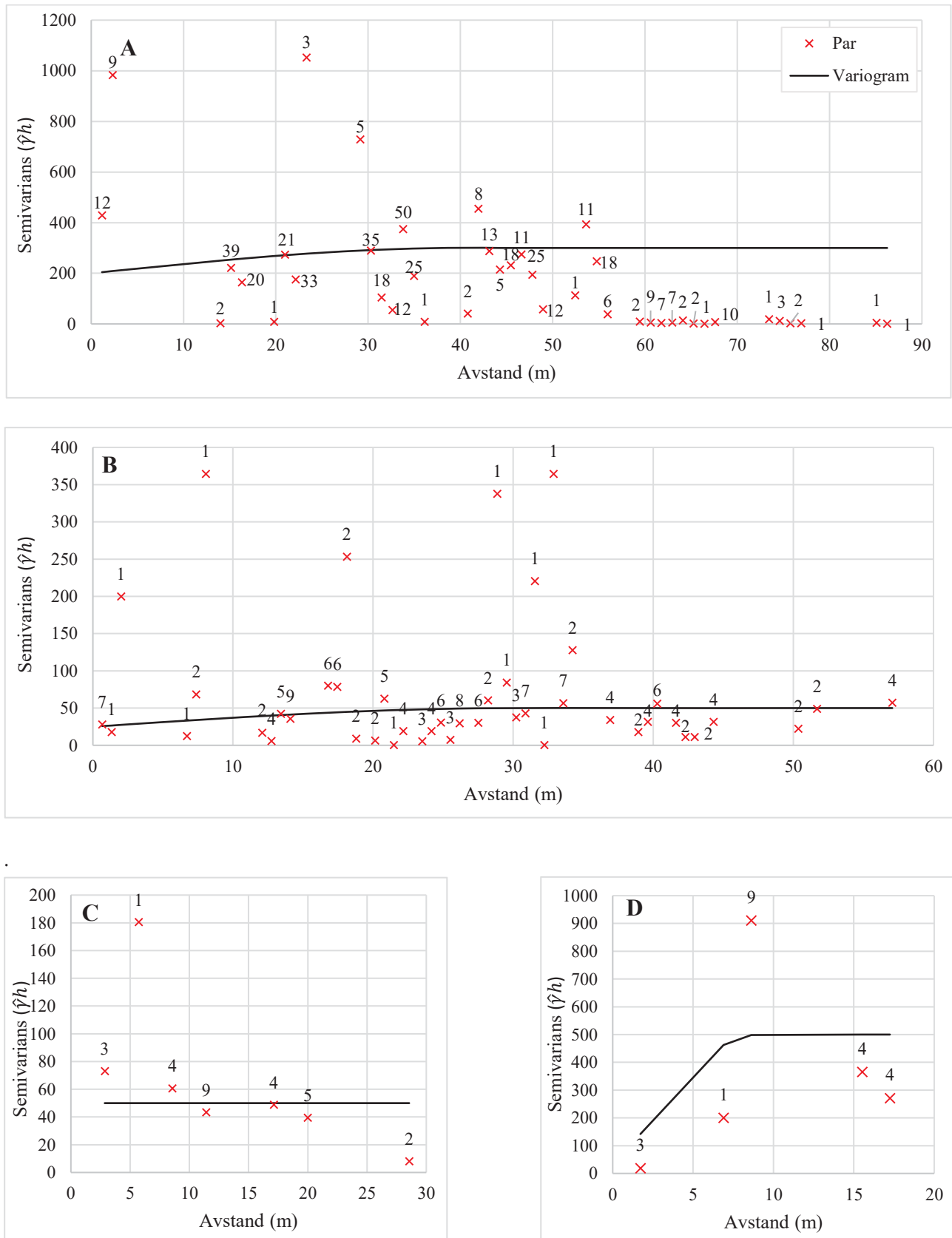
Lokalitet	Storeplen	Tivoli	Fidja	Lysimeteranlegget
Variasjonskoeffisient	1,24	0,8	1,1	0,35

5.2 Interpolering av K_{sat}

Variogrammet for Storeplen med søkeretning Ø-V (asimut 90°) er presentert i figur 22. Fullsirkelsøk-variogrammene, laget med SAGA og Microsoft Excel, for de ulike lokalitetene er presentert i figur 23 A-D. Range, sill og nugget ble funnet ved hjelp av variogrammene og er listet opp i tabell 5. Informasjonen ble brukt som input parametere i interpoleringen. Resultatet av interpoleringen for Storeplen med range hentet fra Ø-V variogrammet er presentert i figur 24, mens for Tivoli, Fidja og Lysimeteranlegget er informasjonen hentet fra fullsirkelsøk-variogrammene og resultatene er presentert henholdsvis i figur 25, 26 og 27. Merk at figurene har ulik skala. Resultatene viser en generell lav variabilitet, men enkelte områder har høyere K_{sat} -verdi, hvor det er tydelig at ekstremverdiene gir utslag. Det ble også laget variogrammer for retningene N-S, NØ-SV og NV-SØ med SGeMS. Disse er oppgitt i vedlegg C.



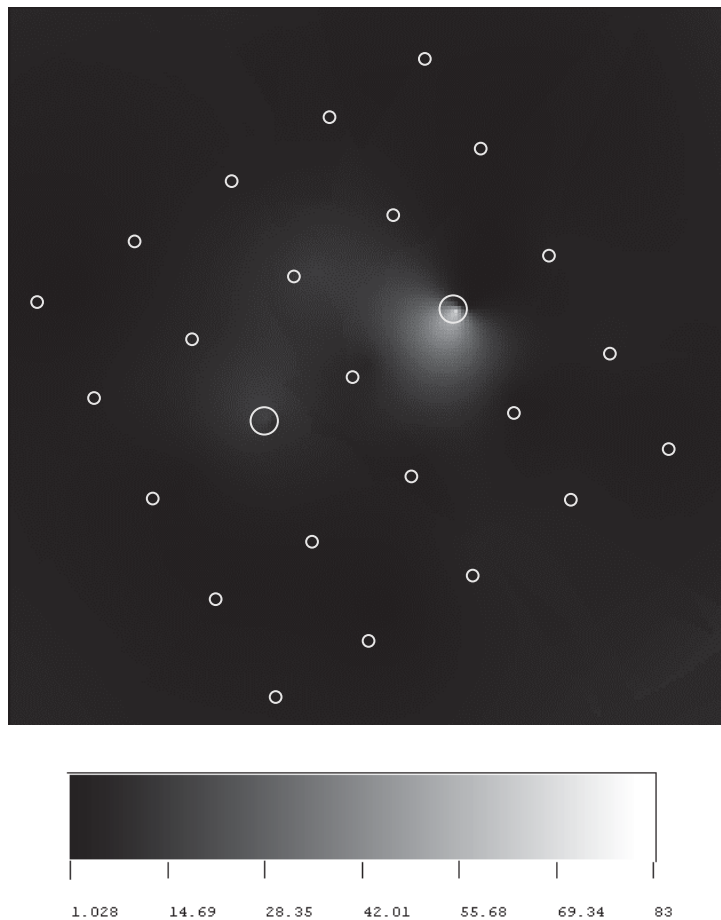
Figur 22 Variogram basert på Storeplen med asimut 90°, retning Ø-V.



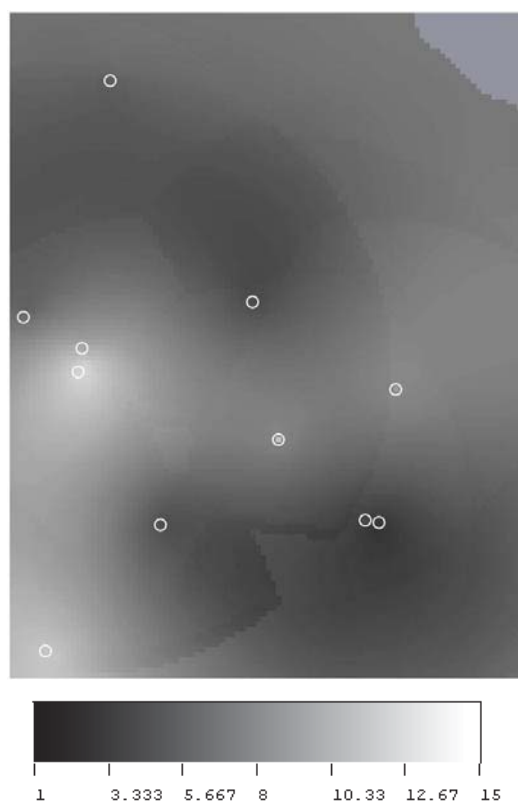
Figur 23 A-D Figurene består av fullsirkelsøk-variogrammer basert på K_{sat} -verdiene tilhørende Storeplen (A), Tivoli (B), Fidja (C) og Lysimeteranlegget (D). Semivarians er plottet langs y-aksen. Tallene presentert sammen med punktene er antall par punktet er basert på.

Tabell 5 Informasjon hentet ut fra variogrammene i figur 23 A-D. Brukt som input i Simple Kriging

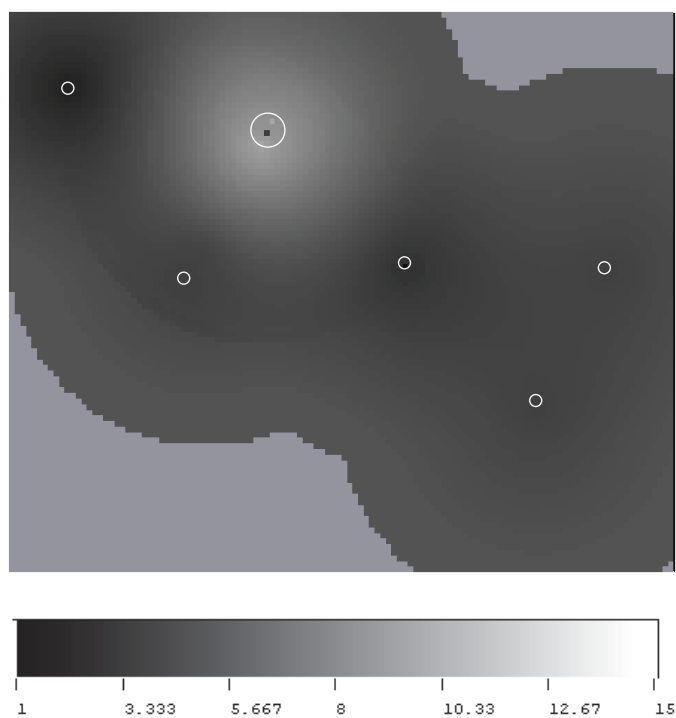
Lokalitet	Range	Sill	Nugget
Storeplen Ø-V	60	300	0
(A)Storeplen	40	300	200
(B) Tivoli	30	50	25
(C) Fidja	0	50	50
(D) Lysimeteranlegget	9	500	0



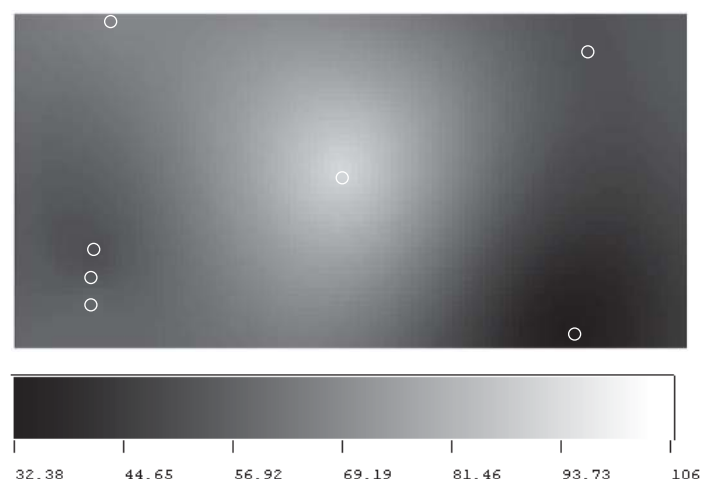
Figur 24 Kriget kart over K_{sat} -verdiene tilhørende Storeplen. Input er tolket ut ifra variogrammet i figur 22. Skalaen har enheten [cm/time]. Ringene indikerer plassering av målepunkt.



Figur 25 Kriget kart over K_{sat} -verdiene tilhørende Tivoli. Skalaen har enheten [cm/time]. Ringene indikerer plassering av målepunkt.



Figur 26 Kriget kart over K_{sat} -verdiene tilhørende Fidja. Skalaen har enheten [cm/time]. Ringene indikerer plassering av målepunkt. Det har oppstått en sirkeleffekt da punktene ikke strekker seg over hele utsnittet.



Figur 27 Kriget kart over K_{sat} -verdiene tilhørende Lysimeteranlegget. Skalaen har enheten [cm/time]. Ringene indikerer plassering av målepunkt.

5.3 Utvikling av infiltrasjonsevne over tid

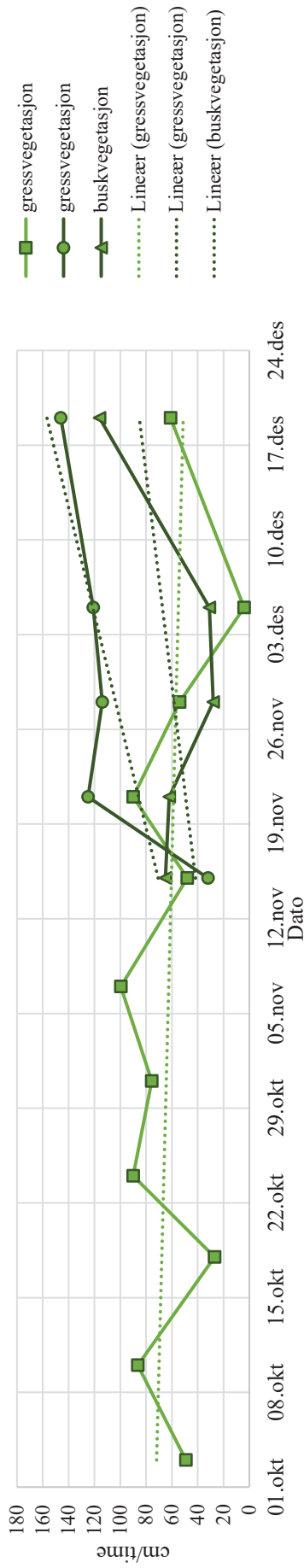
Utvikling av infiltrasjonsevne over tid ble målt fra uke 40 til uke 51. Det ble først satt ned én MPD-sylinder i uke 40. I uke 47 ble det satt ned to sylindere til ved siden av, i tillegg til tre ved buskvegetasjon og trær. Da det infiltrasjonsevnen skulle måles i uke 1 2018 var det ca. 5 cm is i bunnen av alle sylindrene (figur 28), og vannet hadde ikke mulighet til å infiltrere. Det ble derfor ikke foretatt flere målinger. Resultatene er presentert i figur 29 A, hvor det er tre serier. Den første serien er målinger på gressvegetasjon i én sylinder gjort fra uke 40 til 51. Serie nummer to presenterer gjennomsnittet av de tre MPD-sylindrene på gressvegetasjon fra uke 47 til 51. Den tredje serien presenterer gjennomsnittet av de tre sylindrene ved buskvegetasjon og trær.

Gjennomsnittene av målingene fra tre sylindere viser en stigende trend i infiltrasjonshastighet for lokaliteten på gressvegetasjon fra starten av oktober frem til årsskiftet. Målingene fra buskvegetasjon viser først en synkende trend, men siste målingen ga en så høy infiltrasjonsrate at den generelle trenden er stigende. Målingene fra én sylinder på gressvegetasjon viser en svakt synkende trend. Meteorologiske- og jordfysiske data fra samme tidsperiode fra henholdsvis Søråsfeltet ved Ås sentrum og Regnbed, Campus Ås, ved 5 cm dybde er presentert i figur 29 B.

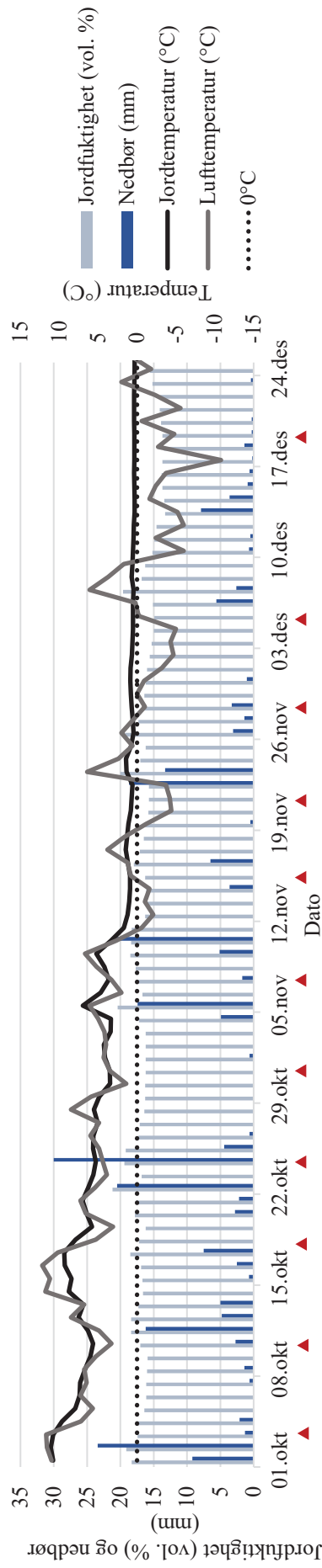


Figur 28 Bilde av islag i bunnen av MPD-sylinder. Bildet er tatt i uke 1, 2018.

A



B

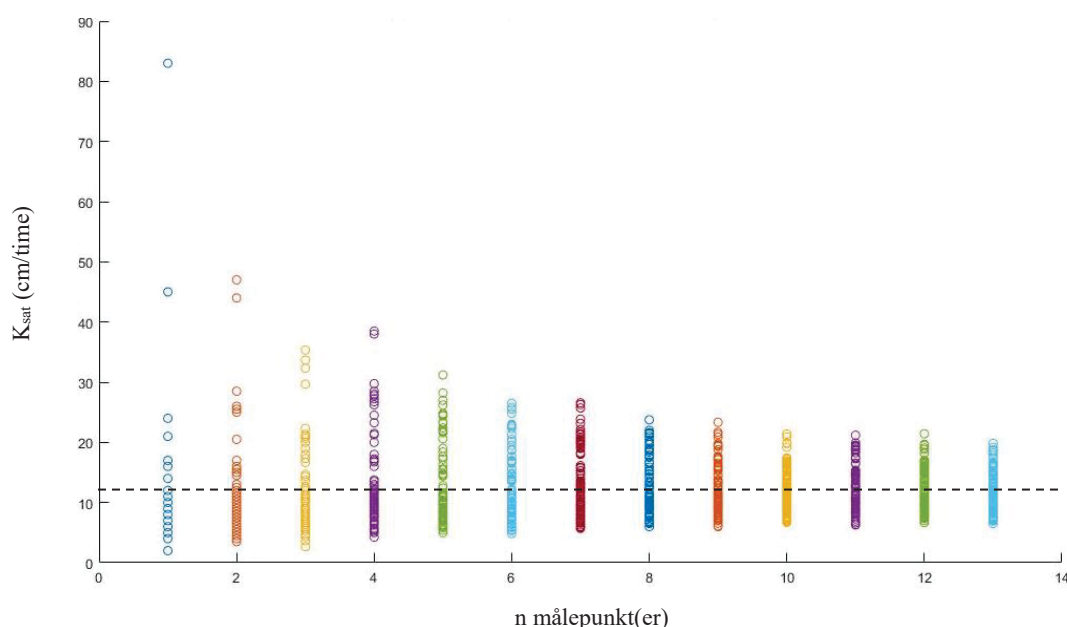


Figur 29 A. viser K_{sar} -verdiene for målinger gjort ved ulike tidspunkt i samme målepunkt ved Tivoli. De første seks målingene er gjort i én sylinder på gressvegetasjon ved Regnbed, Campus Ås, og er presenter som □. De neste fem målingene viser gjennomsnittet av tre målinger her (●) og ved buskvegetasjon (▲), i tillegg til fortsettelsen av □. B. viser oversikt over meteorologiske data fra klimastasjonen på Søråsfeltet, og jordfysiske data ved 5cm dyp i Regnbed, Campus Ås. Meteorologiske målinger er gjort av BIOKLIM, og data er hentet fra nettsiden <https://www.nmbu.no/fakultet/realtek/laboratorier/bioklim/meteorologiske-data> (22.01.2018). Måletidspunkt er markert med ▲.

5.4 Nødvendig antall målepunkter for å få representativ K_{sat} -verdi

5.4.1 Tilnærming av nødvendig antall målepunkter for å få representativ K_{sat}

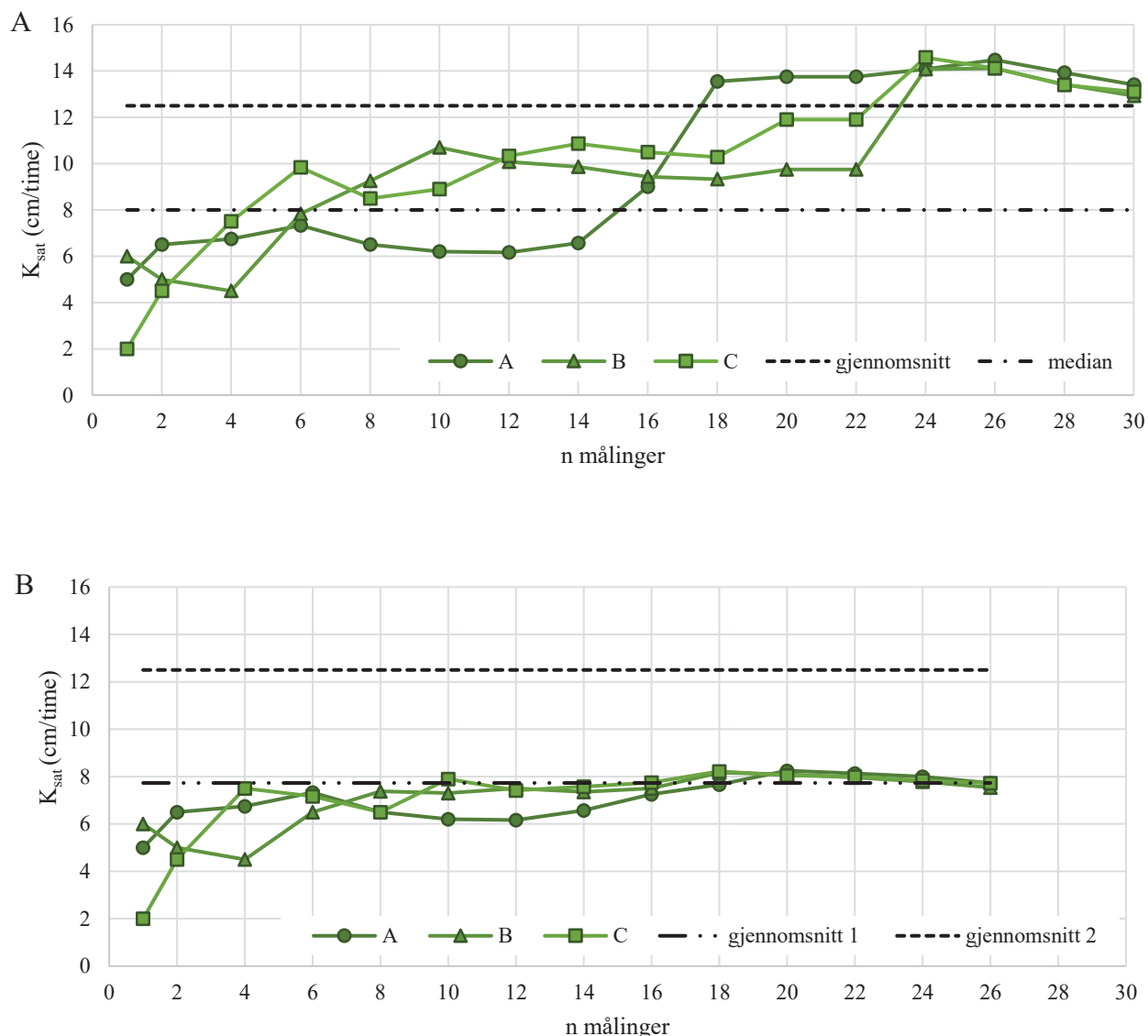
Spredningsplottet nedenfor (figur 30) viser en trend av hvor mange målepunkter som skal til for å gi en tilnærmet gjennomsnittlig K_{sat} -verdi for Storeplen. Som grunnlag ligger totalt 31 målepunkter med tilhørende K_{sat} -verdier. Hvert plottet punkt er en beregnet gjennomsnittsverdi for en kombinasjon av n -målepunkter. De n -målepunktene er tilfeldig valgt. For $n=1$ er alle gjennomsnittsverdiene plottet, mens for $n=2$ til $n=13$ er det tilfeldig plukket ut 1000 gjennomsnittsverdier, som er plottet i diagrammet. Resultatet av $n=14$ målepunkter ble av ukjente årsaker ikke plottet i diagrammet, men er spredt mellom 7-19 cm/time. Ettersom det var en tidkrevende prosess ble det ikke prioritert å kjøre skriptet på nytt for å få med $n=14$.



Figur 30 Spredningsplott av 1000 tilfeldige utvalg av gjennomsnitt for kombinasjoner av n tilfeldige målepunkter fra Storeplen. Stiplet linje viser gjennomsnittsverdien for det totale datasettet, som er 12,5 cm/time.

5.4.2 Variabilitet av gjennomsnittlig K_{sat} avhengig av antall og plassering av målepunkter

Figur 31 A og B gir et bilde på hvordan gjennomsnittet av K_{sat} -verdiene endres med hvor mange målinger som tas, og hvilken plassering målepunktene har på Storeplen. I figur 31 A er alle K_{sat} -verdiene fra Storeplen tatt med, mens i figur 31 B er ekstremverdiene (funnet i boksdiagrammet i figur 21) fjernet. Det ble gjort for å vise hvordan ekstremverdiene påvirker den gjennomsnittlige K_{sat} -verdien.



Figur 31 A viser hvordan gjennomsnittet av K_{sat} -verdiene endres med hvor mange målinger som tas, og hvilken plassering målepunktene har på Storeplen. B viser det samme, men her er ekstremverdiene fjernet. Gjennomsnitt 1 refererer til gjennomsnittet for K_{sat} -verdiene utenom ekstremverdiene, mens gjennomsnitt 2 er det totale gjennomsnittet for alle K_{sat} -verdiene (samme som i A og figur 30).

5.4.3 Beregning av nødvendig antall målepunkter for å få representativ K_{sat} -verdi

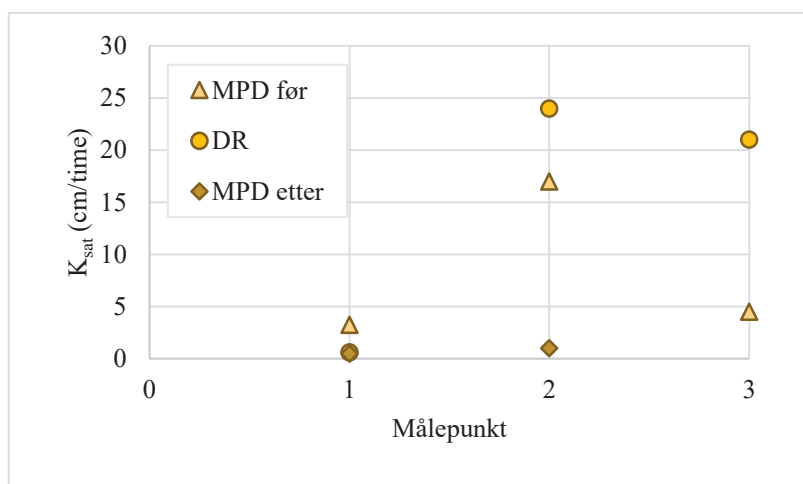
Resultatet av beregning av nødvendig antall målepunkter for å oppnå en representativ verdi for et grøntanlegg, basert på Storeplen, er presentert i tabell 6. Det ble regnet ut med formel 15 både på bakgrunn av hele datasettet og for datasettet uten ekstremverdiene funnet gjennom boksdiagrammet i figur 21.

Tabell 6 Resultat av utregning ved bruk av formel 15, hvor målet var å finne nødvendig antall målinger. I kolonne to vises resultatet av utregningen basert på alle målte K_{sat} -verdier på Storeplen, mens i kolonne tre er ekstremverdiene fjernet. σ er standardavvik.

Lokalitet: Storeplen		Basert på alle data (n = 31)	Uten ekstremverdier (n = 27)
Input	σ	15,5	3,7
	Feilmargin	5,5	1,4
Resultat		31 målinger	29 målinger

5.5 Sammenligning av Modifisert Philip-Dunne og Dobbelring infiltrometer

For å sammenligne MPD-metoden og DR-metoden ble begge metodene utført i samme punkt på tre ulike steder ved Tivoli (punkt 1-3). Det ble målt med to MPD-sylindere og beregnet gjennomsnitt for å kompensere noe for størrelsesforskjellen i forhold til DR. Modifisert Philip-dunne-metoden ble testet både før og etter DR-metoden i punkt 1 og 2, men bare før i punkt 3. Det ene «etter-resultatet» av MPD-målingene i punkt 2 var ikke mulig å korrigere med matlabskriptet og er derfor ikke tatt med i beregningen av gjennomsnittet. Resultatet er presentert i figur 32, mens en tabell med K_{sat} -verdiene er presentert i vedlegg C. Ved å se på diagrammet med resultatene plottet mot hverandre i figur 32 kan man se at MPD-metoden gir et relativt likt resultat som DR-metoden i punkt 1, men underestimerer i punkt 2 og 3.



Figur 32 Plot av ulike estimater av K_{sat} i samme punkt, målt med MPD- og DR-metoden. I punkt 1 og 2 er det målt med MPD-metoden før og etter DR-metoden. I punkt 3 er det kun målt med MPD-metoden før DR.

6.0 Diskusjon

Denne delen av oppgaven består av en diskusjon av resultatene og erfaringer med metodene, det gis også en vurdering av om det er mulig å gi et grovt estimat (en slags tommelfingerregel) for antall MPD-målinger som er nødvendig for å få en representativ infiltrasjonsevne for et grøntanlegg. Til slutt rundes det av med en diskusjon om hvilke tiltak som kan hjelpe i forhold til å tilrettelegge for bruk av og utnytte bedre grøntanlegg i overvannshåndtering.

6.1 Romlig variabilitet av infiltrasjonsevne

Resultatene fra kartlegging av romlig variabilitet av infiltrasjonsevne fra NMBU-parken og Landvik forskningsstasjon viser en lav variabilitet sammenlignet med K-verdiene i tabell 1 i teorikapittelet, hvor for eksempel silt varierer mellom $3,6 \times 10^{-4}$ og $7,2 \text{ cm/time}$, og sand har K-verdier fra 0,072 til 2160 cm/time . Solheim (2017) utførte undersøkelser med MPD-metoden i ulike grøntanlegg i Oslo kommune og fikk resultater av samme størrelsesorden ($1,1\text{--}36,5 \text{ cm/time}$). Jeg har forsøkt å oppdrive lignende studier med sammenligningsgrunnlag, men uten resultat.

De beregnede variasjonskoeffisientene i tabell 4 tilsier at Storeplen har den største variabiliteten av K_{sat} -verdier. Dette kan forklares av de målte ekstremverdiene (figur 21). At ikke Tivoli og Fidja har slike ekstremverdier kan skyldes at de ikke har blitt målt, ettersom det er færre målepunkter på disse lokalitetene. Lysimeteranlegget har som forventet den laveste variabilitetskoeffisienten, ettersom den har konstruert jord.

Årsaker til variabiliteten i den naturlige jorden kan være mange, både antropogene og naturlige. Antagelig har områdene i NMBU-parken blitt påvirket i stor grad av menneskelig aktivitet under utbygging og anleggelse av parken. Massene som har blitt gravd opp under bygging av universitetsbygningene har nok ikke blitt transportert langt av gårde, og det er sannsynlig at det har blitt tilkjørt jord og anlagt drenering for å gi et bedre vekstgrunnlag for arboretet. Ved Tivoli har det i nyere tid foregått utgravinger ved anleggelsen av regnbedet og ved kabelstrek (Børresen 2018, personlig meddelelse). Fidja brukes som forsøksplen, noe som kan ha påvirket jordegenskapene.

En mulig naturlig årsak kan være at lokalitetene ligger på jordarter klassifiserte som marine strandavsetninger av NGU (figur 6 og 7). Marine strandavsetninger dannes ved bølgevasking og strømmer i strandsonen, og energinivået under avsetning vil ha innvirkning på kornfordeling. Dette gir lokale variasjoner, avhengig av om avsetningen skjer i en beskyttet eller utsatt sone (NGU 2008). Som nevnt i teorikapittelet påvirkes K_{sat} blant annet av kornstørrelsesfordeling.

En annen mulig naturlig årsak kan være biologisk aktivitet, som meitemark og rotutvikling. Det ble observert meitemark i NMBU-parken og det er store trær rundt både Storeplen og Tivoli som antagelig har utbredte rotsystemer. NMBU-parken har som nevnt også blitt brukt til jordbruk.

Det er altså flere mulige årsaker til den romlige variabiliteten på de kartlagte lokalitetene. Det er ikke mulig ut ifra dette studiet å utpeke en spesiell faktor, ettersom jorden ikke har blitt studert nærmere enn med MPD-infiltrometeret. Antagelig er det en kombinasjon av flere. Den kartlagte variabiliteten viser at kartlegging av grøntanlegg kan være nyttig om det skal brukes til LOD. For eksempel vil det jo være mer gunstig å koble et taknedløp til områdene med god infiltrasjonsevne enn dårlig.

6.1.2 Romlig korrelasjon

De nevnte årsakene til variabilitet leder over til en diskusjon om den romlige korrelasjonen funnet i variogrammene (figur 22 og 23 A-D) er reell. For eksempel vil en kanal fra en meitemark kun påvirke infiltrasjonsevnen der hvor den befinner seg, og ikke området rundt, og derfor ikke gi utbredte underliggende strukturer. Figur 17 og 18 viser at K_{sat} -verdiene fra Storeplen og Tivoli har relativt høye verdier i kort avstand fra relativt lave verdier. For eksempel ved en avstand på ca. 10 cm har målepunktene 10 a og b ved Tivoli K_{sat} -verdiene 12 cm/time og <0,5 cm/time, og på Storeplen ligger verdiene 8 cm/time og 83 cm/time med en meters avstand. Dette kan for eksempel forklares av kanaler laget av meitemark.

Kanaler laget av røtter vil antagelig ha noe mer romlig korrelasjon, ettersom de sprer seg ut ifra et midtpunkt. Det samme kan gjelde antropogen påvirkning, som for eksempel en grøft. Om det er en slik romlig korrelasjon er det en mulighet for at de ikke har blitt representert i variogrammene grunnet for store avstandsintervaller mellom målepunktene. På Storeplen ligger de fleste målepunktene med ca. 15 meters mellomrom. Et tettere intervall ville muligens kunne plukke opp underliggende strukturer. Likevel kan det virke som om det er en tendens ut ifra figur 17 at de lavere K_{sat} -verdiene ligger langs kantene av rutenettet, og de høyere i midten. Dette kommer frem i det interpolerte kartet i figur 24. Det kommer også frem i figur 31 A og B, hvor gjennomsnittene i starten er basert på målepunktene i kantene hvor det er lav infiltrasjonsevne, for så å stige etter hvert som målepunktene i midten blir tatt med i beregningen. Til sammenligning har figur 30 en bred start, for så å snevres inn etter hvert mot gjennomsnittsverdien ettersom flere og flere tilfeldige målepunkter tas med i beregningen. En forklaring for den lavere infiltrasjonsevnen i kantene kan være at for å komme inn på området må alltid kantene krysses, enten det er for rekreasjon, plenklipping eller lignende. I tillegg skyr ofte mennesker åpne områder, og holder seg derfor langs de beskyttede kantene (Kiss 2017, s. 180). Punktene på Tivoli ble ikke satt opp etter et rutenett, men parvis etter hvor det var flate områder

som egnet seg til MPD-måling. Det er derfor noe tilfeldig hvor stor avstand det er mellom punktene. Mesteparten er omtrent like langt eller lenger unna hverandre enn på Storeplen.

I variogrammene tilhørende Storeplen og Tivoli er punktene spredt, noe som gjorde tilpasningen av kurvene vanskelig. I tillegg krysser variogrammet tilhørende Tivoli y-aksen over 0, noe som kalles for nugget-effekt. Nugget-effekten kan være et resultat av to ting: den ene årsaken er feilmåling, mens den andre årsaken er romlig variasjon på mindre skala enn intervallet mellom målepunktene (Esri 2018). Med tanke på den korte avstanden mellom høye og lave verdier, for det meste store avstandsintervall og at MPD-metoden ikke regnes som helt nøyaktig (se diskusjon om metoden) er nugget-effekten antagelig et resultat av begge. Det ble tolket en range på 60 m ut ifra variogrammet med 90° asimut tilhørende Storeplen. Ettersom målepunktene ble satt opp i et rutenett på 60 m x 60 m kan det virke som om det har en innvirkning og at den valgte rangen ikke nødvendigvis er korrekt.

Målepunktene på Landvik forskningsstasjon ble satt nærmere hverandre enn i NMBU-parken. Variogrammet tilhørende Fidja viser ingen romlig korrelasjon, ettersom det er helt flatt og krysser y-aksen i «sill-verdien». Lysimeteranlegget derimot ga et variogram som krysser y-aksen i 0, og variansen øker med avstand. Her er det derfor romlig korrelasjon ut ifra de innsamlede dataene. I likhet med Storeplen viser resultatene at kantene av området har lavere K_{sat} -verdier enn midten. Dette kan være tilfeldig, ettersom det kun er ett målepunkt i midten. Om det ikke er tilfeldig, så kan det muligens skyldes at folk holder seg i kantene for ikke å trække på lysimeteranlegget og forsøksjorden.

For å oppsummere: variogrammene for Storeplen og Tivoli har spredte punkter, muligens for store avstandsintervaller for å kunne plukke opp underliggende romlige strukturer, som påvirker K_{sat} og variogrammet tilhørende Tivoli har nugget-effekt. Det kan derfor dras i tvil om disse variogrammene er korrekte og om det ble tolket riktig range som input for krigingen. Variogrammene for Fidja og Lysimeteranlegget var lettere å tilpasse, og har en tydelig form. Disse er antagelig mer korrekt, noe som betyr at også de interpolerte kartene fra Landvik viser er mer realistisk bilde av K_{sat} -verdiene i forhold til de fra NMBU-parken.

6.2 Utvikling av infiltrasjonsevne over tid

Utvikling av infiltrasjonsevne over tid basert på flere MPD-sylindere (figur 29 A) fluktuerer mellom 28 cm/time og 146 cm/time ved buskvegetasjon og trær, og mellom 4 cm/time og 100 cm/time på gressvegetasjon. Målingene på gressvegetasjon viser en stigende trend basert på tre målinger, men generelt en synkende trend basert på målinger fra én sylinder. Det viser at det også er en variabilitet i hvor stor utviklingen av infiltrasjonsevnen er på kort avstand. Målingene gjort ved buskvegetasjon

og trær viser en synkende trend i infiltrasjonsevne i starten, men siste målingen er såpass høy at den generelle trenden er stigende. Ved å sammenligne med figur 29 B kan det se ut til å ha en sammenheng med en synkende trend i luft- og jordtemperatur fra samme periode. I LOD-tiltak forklares vanligvis sesongvariasjoner i infiltrasjon av endring i evaporasjon og biologisk aktivitet, men at disse endringene er ubetydelige i forhold til den forventede endringen grunnet temperaturendringer (Emerson & Traver 2008). På Risvolla regnbod anlagt i Trondheim har Balstad (2017), Dalen (2012) og Paus et al. (2016) målt utvikling over tid. Målingene viser en senkning av K_{sat} i vintermånedene og det relateres til de kalde temperaturene.

En mulig årsak til at resultatene på fra gressvegetasjon viker fra tidligere studier kan være at vannet har stått i et kjølerom og temperaturen har vært omtrent den samme. Det vil gjøre at den økte viskositeten ved lavere temperaturer ikke vil inntreffe i like stor grad. Temperaturen på vannet i de tidligere studiene har ikke vært oppgitt, men om det har endret seg med den naturlige lufttemperaturen kan det ha gitt utslag. Siden temperaturen på vannet i dette studiet ikke har endret seg noe særlig vil antagelig utviklingen være et resultat av endringer i jordegenskaper. For eksempel vil meitemark endre på jordstrukturen ettersom den beveger på seg. Meitemark har for eksempel en tendens til å bevege seg dypere ned i jorden i tørre perioder og bevege seg oppover mot overflaten når jordfuktigheten øker. Permeabiliteten i overflatejorden vil da øke i fuktige perioder og dermed øke K_{sat} (Edwards & Bohlen 1996, s. 136). Etter hvert som jordtemperaturen synker vil den gå i dvale (Skolelaboratoriet i realfag u.å.). Ettersom noen av de høyeste infiltrasjonsratene ble målt på det kaldeste er det lite sannsynlig at det var meitemark som stod bak.

Ut ifra egne observasjoner kan det se ut til at frosten i jorden kan ha hatt innvirkning på infiltrasjonsraten. Det ble merkbart høyere infiltrasjonsrate på gressvegetasjon 21 november, da det så ut til å være begynnende vekst av nål-is (pipkrake). Nål-is dannes når jordtemperaturen er over 0°C , mens lufttemperaturen er under 0°C . Vannet i overflaten fryser og porevann nedenfra trekkes opp mot isen ved hjelp av kapillære krefter. Når vannet når isen fryser den på og nålene vokser vertikalt opp. Med seg på vegen presser nålene jordpartikler oppover (Carter u.å.). Hvordan nål-is påvirker K_{sat} er det ingen kjente studier på. Det kan tenkes at når isen dytter opp jordpartikler, så kan den lage kanaler hvor vannet kan infiltrere raskere, eller det er sammenhengende porer i isen vannet kan strømme gjennom. Dette må studeres nærmere for å kunne si noe sikkert.

En annen mulig årsak for utviklingen over tid kan være at de gjentatte infiltrasjonsmålingene har påvirket jordstrukturen, eller det har oppstått foretrukne veier for vannet horisontalt ut av sylindren.

I likhet med romlig korrelasjon kan det altså være flere årsaker til en temporær utvikling, og det er ikke mulig å utnevne en spesiell faktor fra dette studiet. Resultatene føyer seg inn i rekken av studier som viser at infiltrasjonsrate fluktuerer over tid (Bagarello & Sgroi 2004; Emerson & Traver 2008; Gadi et al. 2017). Endringene vil kunne ha konsekvenser for overvannshåndtering da det kan oppstå uventet avrenning i periodene med lav infiltrasjonsevne.

6.3 Vurdering av metode

6.3.1 Er Modifisert Philip-Dunne infiltrrometer-metoden «god nok»?

Om MPD-metoden er, som Solheim (2017) formulerte det, «god nok» vil være avhengig av hvor nøyaktige data det ønskes. Ut ifra resultatene av sammenligning av DR og MPD i samme punkt i figur 32, ser det ut til at MPD-metoden underdimensjonerer i forhold til DR-metoden. Både Solheim (2017) og Nestingen (2007) har beregnet korreksjonsfaktorer, hvor Nestingen mener MPD-metoden underdimensjonerer og Solheim mener metoden underdimensjonerer for grovere kornstørrelser og overdimensjonerer for finere kornstørrelser. Ved å se på ERT-profilene (Elektrisk Resistivitet Tomografi) i vedlegg D fra Tivoli er det tendenser til grovere kornstørrelser (høyere resistivitet) i øvre sjikt, mens det blir et sjikt med finere kornstørrelser under (lavere resistivitet), før det blir grovt igjen. Resultatene sammenfaller derfor med Nestingen (2007) og Solheim (2017) sine funn. Ser man nærmere på resultatene i figur 32 ser man at MPD-målingene som ble gjort etter DR-målingene har en mye lavere K_{sat} . En mulig årsak til dette kan være at vannet har nådd laget med finere kornstørrelser, som har lavere permeabilitet, og K_{sat} senkes. Det vil derfor antagelig ikke ha noe med metoden å gjøre, men at K_{sat} -verdien ikke lenger bare representerer overflatejorden, men gir et snitt av et dypere profil.

Erfaringer med metoden tilsier at det er flere mindre feilkilder. For eksempel vil jordstrukturen påvirkes av nedbankingen av MPD-sylinderen, hvor en komprimering vil skje rundt sylinderveggene. Komprimering vil som nevnt i teoridelen påvirke permeabiliteten og dermed senke K_{sat} . Jordfuktighetsmåleren, avbildet i figur 12, har tre lange spisser som presses ned i jorden. Spissene vil lage kanaler og antagelig øke permeabiliteten. For å forsøke å eliminere effekten av jordfuktighetsmålerens spisser ble den i dette feltarbeidet satt ned utenfor sylinderen før måling, og innenfor sylinderen etter. Det i seg selv kan også gi en feilkilde ettersom jordens egenskaper kan være ulike. Om dette er feilkilder store nok til å gjøre betydelige utslag er ikke mulig å si noe om ut ifra dette studiet.

En annen feilkilde er at det til tider kan være vanskelig å lese av på målebåndet grunnet lys, smuss og vegetasjon. Et forslag til forbedring vil derfor være å sette målebåndet på utsiden av sylindere, i stedet for på innsiden. Det vil hindre jord og vegetasjon som flyter opp med vannet i å dekke til målebåndet og gjøre det lettere å lese av vannstanden. Det vil også være lettere å presse ned vegetasjon, som gress, for å kunne lese av vannstanden helt ned til bunnen.

Metoden gir altså ikke nøyaktige data, men den har til tross for feilkilder fungert godt til å måle variabiliteten på lokalitetene i dette studiet. Den indikerer hvor det er god og dårlig infiltrasjonsrate, den er raskere enn DR-metoden og krever mindre vann. De to sistnevnte var essensielt på Storeplen hvor det ble gjort mange målinger og vann måtte bæres ca. 200 m. Det kan stilles spørsmål ved om det er et poeng i å måle med en mer nøyaktig målemetode ettersom resultatene fra måling av utvikling over tid viser en stor variabilitet av infiltrasjonsevnen. Dette gjelder i de tilfellene hvor det bare skal måles på ett tidspunkt.

6.3.5 Måling av utvikling av infiltrasjonsevne over tid

Ved måling av utvikling over tid av infiltrasjonsevne egnet det seg ikke å la MPD-sylindrene stå i samme punkt da det kom frost i bakken. Det samlet seg is i bunnen av sylindrene (ca. 5 cm) i slutten av desember, og det var ikke mulig å gjøre målinger. Ettersom det ikke var et islag på bakken rundt rørene tyder det på at det ikke var naturlige forhold innenfor sylindernes vegger, og det kan stilles spørsmål ved om utviklingen innenfor sylindere vil være lik den naturlige utviklingen utenfor. En mulig forklaring på islaget kan være at sylindrene står i umettet jord, hvor porene er fylt både med luft og vann. Selv om vannet i porene fryser vil det fortsatt være mulig for vann å infiltrere der porene er fylt med luft (Staehli et al. 1996). Ettersom jorden innenfor sylinderveggene regelmessig mettes med vann vil porene antagelig tettes igjen med is raskere enn utenfor, og danne en barriere. Nedbør som kom utenom måletidspunktet kan derfor ha infiltrert på utsiden av sylindrene, men blitt igjen på overflaten innenfor og frosset.

Balstad (2017) gjennomførte et casestudium om sesongvariasjoner av infiltrasjon i regnbed i kalde klima i sin masteroppgave ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU). Balstad benyttet MPD-metoden, men i motsetning til dette studiet ble sylindrene satt ned på nytt for hver måling. For å kunne gjennomføre målinger gjennom vintersesongen modifiserte Balstad sylindere ved å sette på et støpejernsrør på enden. Metoden fikk navnet Balstad Modifisert Philip-Dunne Infiltrimeter (BMPD). På bakgrunn av dette anbefales det derfor å heller bruke BMPD. Det anbefales både for å kunne gjøre målinger på frossen jord og for å få en mer robust sylinder. Den kan sprekke opp om det treffer noe hardt i jorden, som for eksempel en stein.

6.4 Nødvendig antall målepunkter for å få representativ K_{sat} -verdi

I tilnærmingen av hvor mange MPD-målinger som trengs for å gi en representativ K_{sat} -verdi i figur 30 snevres det inn og jevnes ut allerede ved 6 målepunkter. Det kan tolkes ut ifra diagrammet at flere målinger ikke vil ha så mye å si, ettersom punktene er omtrent like spredt. Her ligger K_{sat} -verdiene mellom ca. 4 og 28 cm/time. Til sammenligning ble 31 A laget basert på kombinasjoner av naboverdier, for å vise hvordan gjennomsnittet ville utvikle seg om man begynner i et punkt og beveget seg over området, slik feltarbeid ofte blir systematisert. Fordi de laveste K_{sat} -verdiene ble målt i ytterkanten av området økte gjennomsnittet etter hvert som flere av de sentrale punktene ble inkludert. Diagrammet i figur 31 B viser det samme, men her er ekstremverdiene utelatt. Det man kan trekke ut fra disse diagrammene i figur 31 A-B er at ved ca. 6 målinger nås medianen. Som representativ verdi kan det være lurt å bruke medianen i stedet for gjennomsnittsverdien, ettersom gjennomsnittsverdien påvirkes av ekstremverdiene og kan gjøre at det blir en overestimering av områdets evne til å ta imot overvann. Det kommer frem i figur 31 B uten ekstremverdier, hvor målingene legger seg på en lavere gjennomsnittsverdi. Sammen med figur 30 anbefales det derfor minst 6 målinger for å gi en representativ K_{sat} -verdi for et grøntområde på 60 x 60 meter, som i snitt blir 1 måling per 600 m².

Når det gjelder beregning av hvor mange MPD-målinger som skal til ut ifra formel 15 er det stor usikkerhet. Disse beregningene baserer seg ikke på det reelle standardavviket for hele Storeplen, men et estimert standardavvik basert på 31 og 27 målinger. Resultatene fra beregningen samler seg også rundt antallet målepunkter beregningen var basert på, så det er en mulighet for at svaret ville blitt høyere med flere målepunkter. For å kunne si noe sikkert ut ifra en slik beregning ville det vært gunstig med flere målepunkter, men det tyder på at flere enn 6 målepunkter er nødvendig.

Ut ifra dette studiet kan det altså anbefales minst seks målinger, men med stor usikkerhet og med forbehold om at det er like forhold som på Storeplen. Om man er uheldig kan man ende opp enten på bunnen (4 cm/time) eller på toppen av skalaen (28 cm/time) og over- eller underdimensjonere arealet. For eksempel vil et 200årsregn på Storeplen tilsi en nedbørsmengde på 4 cm/time (se IVF kurve i vedlegg E). Estimeres gjennomsnittsraten til å være 28 cm/time antas det at arealet kan ta imot nedbør fra et areal 7 ganger større. Det vil være en overdimensjonering om arealet har en gjennomsnittlig infiltrasjonskapasitet på 12 cm/time, og bare kan ta imot nedbør fra et 3 ganger større areal. Om den målte gjennomsnittlige infiltrasjonsraten er 4 cm/time antas det at det ikke er evne til å ta imot mer overvann enn det som faller direkte på arealet. Resultatet kan derfor bli uventet avrenning ved overdimensjonering eller at grøntanlegget ikke blir tatt i bruk som infiltrasjonsareal. Or (2010) forsøkte i sin masteroppgave ved University of Alberta å finne en utvalgsstørrelse for geostatistiske

analyser. Konklusjonen ble at det ikke var mulig på grunn av uregelmessige estimer, noe som er tilfellet i dette studiet også. Måling av utvikling over tid viser at infiltrasjonsraten endrer seg og måling av romlig variabilitet viser store forskjeller på kort avstand. Det betyr at om Storeplen skulle blitt kartlagt på nytt på et annet tidspunkt og sylindrerne plassert annerledes ville det antagelig blitt et annet svar på både tilnærming og beregning.

For å få et bedre grunnlag til å bestemme hvor mange MPD-målinger som trengs vil det være nødvendig å teste flere jordtyper og urbane arealer, og muligens også basere det på flere punkter enn 31. Storeplen har kun blitt brukt som park og åker, mens andre mer urbane parker kan ha blitt anlagt på fyllmasser, over kummer, på kompakt jord og lignende. Dette vil trolig gi en større variabilitet og kreve flere målinger enn på Storeplen. Den eneste anbefalingen som kan gis med sikkerhet ut ifra dette studiet er altså å ta så mange målinger som mulig. Om det bare er mulighet for noen få, er det en god idé å tenke gjennom hvor det er sannsynlig at det er god infiltrasjonsevne og hvor kritiske punkter vil være for å hindre uventet avrenning. For eksempel i bunnen av hellende terreng hvor vann vil strømme til, området hvor tilløpet fra en tett flate skal kobles til, steder med ulik vegetasjon og så videre.

6.5 Hvordan utnytte grøntanlegg bedre i overvannshåndtering

For å vurdere praktisk betydning av resultatene vil det nå diskuteres hvordan grøntanlegg kan bedre utnyttes til overvannshåndtering med et utgangspunkt i tretrinnstrategien. Grøntanlegg kan benyttes til alle tre trinnene, da de kan infiltrere, forsinke, fordrøye og lede overvann til resipient. Idéskissene er kun ment som en illustrasjon av forslaget, og er ikke laget etter skala.

Trinn 0 - Planlegging

Måling av utvikling over tid og romlig variabilitet kan hjelpe til med å finne ut av når og hvor det er god og dårlig infiltrasjonsevne. Dette vil være viktig for å gi en optimal utnyttelse av arealet og for å hindre uventet avrenning i perioder med lav infiltrasjonsevne. Kartlegging av romlig variabilitet vil være nyttig informasjon for planlegging av LOD-tiltak, enten tiltaket er å beholde grøntanlegget, eller for eksempel anlegning av regnbed. Regnbed er en vegetert forsenkning med høy infiltrasjonsevne konstruert for å ta imot overvann (US EPA u.å.). Om lokal jord har høy nok infiltrasjonsevne er det ikke nødvendig at den dreneres eller byttes ut for å bli gjort om til regnbed (Paus & Braskerud 2013). Det kan derfor være lurt å undersøke arealet og finne området med god infiltrasjonsevne, i stedet for å bestemme seg for plassering av regnbed, før jorden undersøkes. Paus et al. (2016) studerte sesongvariasjoner i tre ulike regnbed i Norge, to anlagt i Oslo og ett anlagt i Trondheim. Det ble på

bakgrunn av studiet foreslått at regnbed bør ha en K_{sat} -verdi over 10 cm/time for å kunne være effektive gjennom hele året. Resultatet i dette studiet viser at alle lokalitetene med naturlig jord (Storeplen, Tivoli og Fidja) har K_{sat} -verdier både under og over 10 cm/time. Det vil altså si at alle tre lokalitetene har områder med potensiale til å bli omgjort til et regnbed, men undersøkelser må til for å finne hvilken del som egner seg. Undersøkelser av jorden under overflatejorden må også til, ettersom MPD-metoden kun sier noe om overflatejorden.

Trinn 1 – Fange opp, rense og infiltrere mindre nedbørsmengder

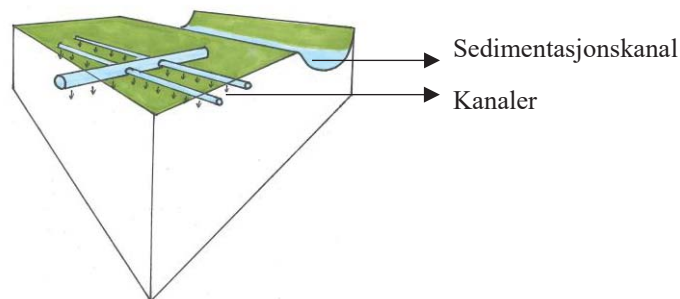
I trinn 1 skal vannet infiltreres og fanges opp, så for å bedre utnytte grøntanlegg med tanke på trinn 1 må infiltrasjonsevnen forbedres og nedbøren fanges opp. Det kan gjøres ved flere ulike tiltak. Tiltak er listet i tabell 7 hvor noen forslag er inspirert av funnene i dette studiet, mens andre har dokumentert effekt. Grøntareals renseevne har ikke blitt undersøkt i dette studiet og vil derfor heller ikke diskuteres her.

Tabell 7 Forslag til tiltak for å utnytte grøntanlegg bedre i henhold til første trinn i tretrinnsstrategien.

Tiltak	Informasjon og diskusjon
Bytte ut naturlig jord med konstruert jord	Resultatene fra kartleggingen av romlig variabilitet viser at infiltrasjonsraten i den konstruerte jorden er høyere enn i den naturlige jorden (figur 21). Et forslag er å bytte ut den naturlige jorden på områder med lav infiltrasjonsrate. For eksempel kan den lave infiltrasjonsraten kartlagt i kantene av Storeplen være problematisk, ettersom det gjerne er her tilløpet fra tette flater kobles til grøntanlegget. Et tiltak mot dette kan være å bytte ut kantjorden med konstruert jord.
Plante vegetasjon med utbredt rotutvikling	Studier viser at trerøtter forbedrer infiltrasjon. For eksempel studiene gjort av Bartens et al. (2008) og Lange et al. (2009) som henholdsvis ga en forbedring av infiltrasjon på 153 % og en faktor på 27. Å plante vegetasjon med utbredt rotutvikling vil derfor gi en økt infiltrasjonsevne, som antagelig vil fortsette med økt rotutvikling over tid.
Bioturbasjon og organisk materiale	I teoridelen kom det frem at kanaler fra meitemark og røtter er viktig for god infiltrasjon. Et forslag er å etterligne disse kanalene ved å grave ned rør åpne mot overflaten, som kan hjelpe vannet å infiltrere. Kanalene kan også kobles til et utløp fra en tett flate, for å fordele overvannet jevnt utover grøntarealet.

En idéskisse er presentert i figur 33. Sedimentasjonskanalen i skissen har som hensikt å hindre tette kanaler, og pilene under rørene representerer infiltrasjon av vann. Rørene kan også være vertikale, men da må dybde til grunnvannsspeilet og grad av forurensning i overvannet tas hensyn til for å hindre spredning. Dette må testes ut for å vite om det vil fungere. Antagelig vil de over tid tettes igjen med røtter.

En annen ting som kom frem i teoridelene er at organisk materiale øker trivsel for meitemark. Et annet forslag til tiltak er derfor å blande inn organisk materiale for å øke trivsel for meitemark, og dermed også meitemarkpopulasjonen. Organisk materiale vil som nevnt i teoridelen også øke aggregatstabiliteten og fremme infiltrasjon.

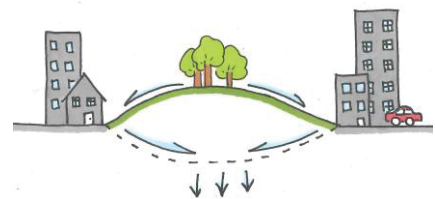


Figur 33 Idéskisse av kunstige bioturbasjonskanaler, som tiltak for infiltrasjon av overvann.

Forming av terreng

For å fange opp nedbør og overvann fra tette flater kan topografien spille en viktig rolle. Om grøntanlegget ligger lavere enn de tette flatene vil vannet naturlig renne ned og infiltrere. Om Grøntanlegget ligger høyere enn de tette flatene vil ikke vannet strømme til naturlig, og hvis det skulle skje en avrenning fra grøntanlegget ville vannet strømmet til de tette flatene. For å kunne utnytte grøntareanleggets infiltrasjonspotensiale er det derfor et forslag om å forme topografien som en forsenkning, slik at overvannet strømmer til grøntanlegget, og ikke fra. En idéskisse er presentert i figur 34.

Pilene representerer vannets bevegelse.

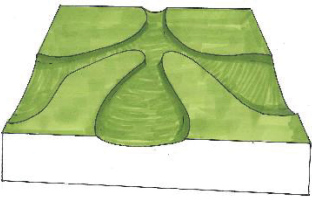


Figur 34 Illustrasjon av vannstrømming ved grøntanlegg på en forhøyning mot grøntanlegg i en forsenkning.

Trinn 2 – Forsinke og fordrøye større nedbørsmengder

For å forsinke og fordrøye større nedbørsmengder må det være plass til vannet, enten det er over eller under bakken. Som det kom frem i sammenligningen av MPD- og DR-metoden kan plassmangel under bakken gjøre at infiltrasjonen bremser eller stopper.

Tabell 8 Forslag til tiltak for å utnytte grøntanlegg bedre i henhold til andre trinn i tretrinnstrategien.

Tiltak	Informasjon og diskusjon
Forming av terreng	Om grøntanleggets overflate er utformet med grunne kanaler og bredere forsenkninger kan overvann fra tette flater spres over grøntanleggets areal. Tanken er at vannet vil forsinkes da det føres gjennom kanalene og ledes ut i en bredere forsenkning hvor det vil holdes tilbake på feltet og gis lenger tid til å infiltrere. En idéskisse er presentert i figur 35. Prydstein kan legges i erosjonsutsatte områder.  <i>Figur 35 Idéskisse av hvordan et grøntanlegg kan formes med grunne kanaler og forsenkninger.</i>
Drenering	Drenering er et kjent tiltak for å senke grunnvannstanden. Ved å senke grunnvannstanden kan det gjøres plass til vann under bakken, ettersom det hindrer vannmetning av jorden. I tillegg til å ta opp plass kan vannmetning føre til en hemning av biologisk aktivitet og komprimering i topplaget (Nyborg & Olsen 2014), noe som vil hindre en positiv utvikling av infiltrasjonsevnen. Åsmund Mikalsen Kvifte, ansatt hos NIBIO, holder for tiden på med en doktorgrad om vakuumdrenering. Vakuumdrenering skaper et undertrykk, som kan tømme vann fra porer som ikke tømmes ved konvensjonell drenering. Vakuumdreneringen kan for eksempel koordineres med værmeldingen, hvor den settes på før det er meldt større nedbørsmengder, og dermed gjøre plass til mer vann.

Trinn 3 – Sikre trygge flomveier ved ekstremnedbør

For å sikre trygge flomveier må vannet ledes til resipient. For å kunne lede vann på terrengoverflaten er gresskledde vannledningsveier et populært tiltak. Tiltaket er presentert i tabell 9.

Tabell 9 Forslag til tiltak for å utnytte grøntanlegg bedre i henhold til tredje trinn i tretrinnstrategien.

Tiltak	Informasjon og diskusjon
Gresskledde vannveier	Gresskledde vannveier er en gresskledd grøft hvor flomvann kan ledes til resipient ved ekstremnedbør (figur 36). Grøften er slak og målet er å infiltrere, forsinke og fordrøye mest mulig. De går altså også inn under trinn 1 og 2. Om vinteren kan de brukes som snølager (Leland 2013).  <i>Figur 36 Bilde av gresskledd vannvei hentet fra Oslo kommunes faktaark «Vadi - byens grønne vannveier» (Gabriel & Fiil 2016).</i>

Om det oppstår problemer med for stor tilførsel av vann, slik at parker blir mindre tilgjengelig eller meitemarker og vegetasjon mistrives, er det mulig å samle opp vann i fordrøyningsmagasin. Vannet kan da spres utover grøntanleggene i perioder med lite nedbør (Stiftelsen VA 2012).

7.0 Konklusjoner

- Den romlige variabiliteten av infiltrasjonsevne på naturlig jord i NMBU-parken og på NIBIOs forskningsstasjon på Landvik, dokumentert med Modifisert Philip-Dunne infiltrometer, er spredt mellom $<0,5$ cm/time og 83 cm/time. De fleste målingene ga infiltrasjonsevne under 20 cm/time. På konstruert jord er infiltrasjonsevnen spredt mellom 32 cm/time og 107 cm/time.
- Utvikling av infiltrasjonsevne over tid i samme punkt ved buskvegetasjon og trær og på gressvegetasjon viste stor variasjon. Infiltrasjonsevnen fluktuerte på det meste mellom 28 cm/time og 146 cm/time ved buskvegetasjon og trær, og mellom 4 cm/time og 100 cm/time på gressvegetasjon fra uke 47 til uke 51. Infiltrasjonsevnen utviklet seg ulikt på under en meters avstand.
- Modifisert Philip-Dunne infiltrometeret (MPD) har fungert godt til å måle hvor og når det er høy og lav infiltrasjonsevne, men den gir ikke helt nøyaktige verdier. Ved en sammenligning med dobbelring-infiltrometer, som regnes som en mer nøyaktig metode, underdimensjonerte MPD-metoden. Ettersom infiltrasjonsevnen endrer seg over tid er det antagelig ikke noe poeng i å måle med en mer nøyaktig metode, om det bare skal måles på ett tidspunkt.
- Det er ikke mulig å gi et sikkert svar på hvor mange målinger med MPD-metoden som trengs for å få en representativ infiltrasjonsevne for et grøntanlegg ut ifra dette studiet. Et grovt estimat tilsa at minst 1 måling per 600 m² er nødvendig for et grøntanlegg med samme forhold som Storeplen i NMBU-parken, samtidig som en beregning tilsa rundt 30 målinger eller fler. Anbefalingen er derfor å ta så mange målinger som mulig, og tenke gjennom plassering av målepunkt for å forhindre uventet avrenning fra grøntanlegget.
- For å utnytte grøntanlegg bedre til overvannshåndtering kan det innføres ulike tiltak. Tiltak foreslått i denne oppgaven er å forbedre infiltrasjonsevnen ved å blande inn organisk materiale, bytte ut naturlig jord med konstruert jord og forme terrenget slik at vannet strømmer til og holdes tilbake på grøntanlegget og får anledning og tid til å infiltrere. Andre tiltak er å drenere jorden, slik at det er bedre plass til mer vann i nedbørsperioder og biologisk aktivitet trives og fremmer infiltrasjonsevnen gjennom bioturbasjon og aggregering.

8.0 Forslag til videre oppfølging av tema

1. Dokumentere variabilitet for flere typer grøntanlegg med ulike jordtyper og vegetasjonstyper.
2. Måle temporær utvikling gjennom hele året i grøntanlegg.
3. Videreutvikle en empirisk regel for hvor mange MPD-målinger som trengs ved å måle på flere jord- og vegetasjonstyper.

9.0 Litteraturliste

- Bagarello, V. & Sgroi, A. (2004). Using the single-ring infiltrometer method to detect temporal changes in surface soil field-saturated hydraulic conductivity. *Soil and Tillage Research*, 76 (1): 13-24.
- Balstad, S. N. (2017). *Seasonal Variations in Infiltration in Cold Climate Raingardens*. Masteroppgave. Trondheim: Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet.
- Bartens, J., Day, S. D., Harris, J. R., Dove, J. E. & Wynn, T. M. (2008). Can Urban Tree Roots Improve Infiltration through Compacted Subsoils for Stormwater Management? *Journal of Environmental Quality*, 37 (6): 2048-2057.
- Brady, N. C. & Weil, R. (2013). *Elements of the Nature and Properties of Soils*. 3 utg. Pearson New International Edition. Storbritannia : Pearson Education, Limited.
- Braskerud, B. C. & Paus, K. H. (2018). Blågrønn infrastruktur - mer enn håndtering av overvann? *VANN*, 1 (53): 119-128.
- Børresen, T. & Haugen, L. E. (2003). Jordfysikk, Øvelseskurs: JORD221: *felt og laboratorieøvelser*. Institutt for plante- og miljøvitenskap, Norges Landbrukshøgskole.
- Carter, J. R. (u.å.). *Needle Ice*. Illinois State University: Geography-Geology Department. Tilgjengelig fra: <http://my.ilstu.edu/~jrcarter/ice/needle/> (lest 17.04.2018).
- Constantz, J. & Murphy, F. (1991). The Temperature Dependence of Pondered Infiltration Under Isothermal Conditions. *Journal of Hydrology*, 122: 119-128.
- Dalen, T. (2012). *Hydrologisk dimensjonering av regnbed i kaldt klima: Risvollan, Trondheim*. Masteroppgave. Trondheim: Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet.
- Davis, J. C. & Sampson, R. J. (1986). *Statistics and data analysis in geology*, 2 utg. University of Minnesota: Wiley New York.
- Domingo, C. E. & Duley, F. L. (1949). Effect of Grass on Intake of Water. *Historical Research Bulletins of the Nebraska Agricultural Experiment Station (1913-1993)*. 159: 15 sider.
- Direktoratet for Byggkvalitet. (2017). *Byggteknisk forskrift (TEK17)*. Tilgjengelig fra: <https://dibk.no/byggereglene/byggteknisk-forskrift-tek17/15/iii/15-8/> (lest 09.04.2018).
- Edwards, C. A. & Bohlen, P. J. (1995). *Biology and Ecology of Earthworms*. 3 utg. Storbritannia: Chapman & Hall.

- Emerson, C. H. & Traver, R. G. (2008). Multiyear and seasonal variation of infiltration from storm-water best management practices. *Journal of irrigation and drainage Engineering*, 134 (5): 598-605.
- Environmental Agency of Slovenia. (2010). *Use of SAGA GIS for spatial interpolation (kriging)*. Tilgjengelig fra: http://www.dmcsee.org/uploads/file/337_4_saga_kriging_manual.pdf. (lest 13.03.2018)
- Esri. (2018). *Understanding a semivariogram: The range, sill, and nugget*. Tilgjengelig fra: <http://desktop.arcgis.com/en/arcmap/latest/extensions/geostatistical-analyst/understanding-a-semivariogram-the-range-sill-and-nugget.htm> (lest 04.04.2018).
- Gabriel, S. & Fiil, L. (2016). *Vadi - byens grønne vannveier* [Faktaark]: Oslo kommune.
- Gadi, V. K., Tang, Y.-R., Das, A., Monga, C., Garg, A., Berretta, C. & Sahoo, L. (2017). Spatial and temporal variation of hydraulic conductivity and vegetation growth in green infrastructures using infiltrometer and visual technique. *Catena*, 155: 20-29.
- Gómez-Baggethun, E., Gren, Å., Barton, D. N., Langemeyer, J., McPhearson, T., O'Farrell, P., Andersson, E., Hamstead, Z. & Kremer, P. (2013). Urban Ecosystem Services. I: Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P. J., McDonald, R. I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K. C., et al. (red.) *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities: A Global Assessment*, s. 175-251. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Grunnvann i Norge. (2016). *Hva er grunnvann?*: NGU. Tilgjengelig fra: http://www.grunnvanninorge.no/grunnvann_hva_er.php (lest 07.05.2018).
- Haldorsen, S., Jørgensen, P. & Sørensen, R. (1997). *Kvartærgeologi*, 2. utg.: Tun Forlag.
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E. J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J. E. Ø., Sandven, S., Sandø, A. B., Sorteberg, A., et al. (2015). *Klima i Norge 2100*. Norsk klimaservicesenter (NKSS).
- Hino, M., Fujita, K. & Shutto, H. (1987). A Laboratory Experiment on the Role of Grass for Infiltration and Runoff Processes. *Journal of Hydrology*. 90: 303-325.
- Hole, J. & Solbakken, E. (1985). Jordsmonnkartlegging på Landvik, *Jordsmonnrapport*, nr 11/86: Jordregisterinstituttet.
- Horton, R. E. (1933). The Rôle of infiltration in the hydrologic cycle. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 14 (1): 446-460.

- Joshi, V. U. & Tambe, D. T. (2010) Estimation of infiltration rate, run-off and sediment yield under simulated rainfall experiments in upper Pravara Basin, India: Effect of slope angle and grass-cover. *Journal of Earth System Science*, 119 (6): 763-773.
- Keilman, N. (2015). *Statistikk 1, ECON 2130* [PowerPoint]: Universitetet i Oslo. Tilgjengelig fra: <http://www.uio.no/studier/emner/sv/oekonomi/ECON2130/v15/kap1-2.pdf> (lest 02.05.2018).
- Kiss, D. (2017). *Designing Outside the Box : landscape seeing by doing*. 1 utg.: LULU Press.
- Kostiakov, A. N. (1932). On the Dynamics of the Confinement of Water Percolation in Soils and on the Necessity of Studying it from a Dynamic Point of View for Purpose of Amelioration, *Society of Soil Science* 14: 17-21.
- Kutschera, U. & M. Elliott, J. (2010). Charles Darwin's Observations on the Behaviour of Earthworms and the Evolutionary History of a Giant Endemic Species from Germany, *Lumbricus badensis* (Oligochaeta: Lumbricidae), *Applied and Environmental Soil Science*, vol: 2010, 11 sider.
- Lange, B., Lüescher, P. & Germann, P. F. (2009). Significance of tree roots for preferential infiltration in stagnic soils. *Hydrology and earth system sciences*, 13 (10): 1809-1821.
- Leland, T. (2013). Gresskledde vannveger i norsk klima. *Vann*, 43 (3): 433-436.
- Lindholm, O., Endresen, S., Thorolfsson, S., Sægrov, S. & Jakobsen, G. (2005). Veiledning i overvannshåndtering. *NORVAR prosjektrapport*, 144.
- Lørenskog kommune. (2017). *Strategi for overvann og vassdrag 2017-2026*.
- Miljødirektoratet. (2016). *Overvannshåndtering*. Tilgjengelig fra: <http://www.klimatilpasning.no/sektorer/vann-og-avlop/oppgaver/handtering-av-overvann/> (lest 15.03.2018).
- Morbidelli, R., Saltalippi, C., Flammini, A., Cifrodelli, M., Picciafuoco, T., Corradini, C. & Govindaraju, R. S. (2016). Laboratory investigation on the role of slope on infiltration over grassy soils. *Journal of Hydrology*, 543: 542-547.
- Nassif, S. H. & Wilson, E. M. (1975). THE INFLUENCE OF SLOPE AND RAIN INTENSITY ON RUNOFF AND INFILTRATION / L'influence de l'inclinaison de terrain et de l'intensité de pluie sur l'écoulement et l'infiltration. *Hydrological Sciences Bulletin*, 20 (4): 539-553.
- Nesting, R. S. (2007). *The Comparison of Infiltration Devices and Modification of the Philip-Dunne Permeameter for the Assessment of Rain Gardens*. Masteroppgave. USA: University of Minnesota.

- NGU. (2008). *Tolkning av løsmassekart*. Tilgjengelig fra: <https://www.ngu.no/nyheter/tolkning-av-1%C3%B8smassekart> (lest 13.04.2018).
- NIBIO. (u.å.). *Landvik*. Tilgjengelig fra: <https://www.nibio.no/om-nibio/adresser/sorlandet/landvik> (lest 27.02.2018).
- Noguchi, S., Rahim Nik, A., Kasran, B., Tani, M., Sammori, T. & Morisada, K. (1997). Soil physical properties and preferential flow pathways in tropical rain forest, Bukit Tarek, Peninsular Malaysia. *Journal of Forest Research*, 2 (2): 115-120.
- NOU (2015:16) *Overvann i byer og tettsteder - Som problem og ressurs*. Oslo: Klima- og miljødepartementet.
- NVE. (2015a). *Grunnvann i Norge*. Tilgjengelig fra: <https://www.nve.no/hydrologi/grunn-og-markvann/grunnvann-i-norge/> (lest 04.04.2018).
- NVE. (2015b). *Urbanhydrologi*. Tilgjengelig fra: <https://www.nve.no/hydrologi/vannstand-og-vannfoering/urbanhydrologi/> (lest 07.04.2018).
- Nyborg, Å. & Olsen, H. (2014). *Årsak til dårlig drenering*: Norsk institutt for skog og landskap.
- Olson, N. C., Gulliver, J. S., Nieber, J. L. & Kayhanian, M. (2013). Remediation to improve infiltration into compact soils. *Journal of Environmental Management*, 117: 85-95.
- Or, Y. M. (2010). *A study in determining the sample size in Geostatistics*. Masteroppgave. USA: University of Alberta.
- Oxford Dictionaries. (u.å.). *British & World English*: Oxford University Press. Tilgjengelig fra: <https://en.oxforddictionaries.com/definition/bioturbation> (lest 18.04.2018).
- Paus, K. H. & Braskerud, B. C. (2013). Forslag til dimensjonering og utforming av regnbred for norske forhold. *VANN*, 48 (1): 54-67.
- Paus, K. H. (2016). *Toxic Metal Removal and Hydraulic Capacity in Bioretention Cells in Cold Climate Regions*. Doktorgrad. Trondheim: : Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet.
- Paus, K. H., Muthanna, T. M. & Braskerud, B. C. (2016). The hydrological performance of bioretention cells in regions with cold climates: seasonal variation and implications for design. *Hydrology Research*, 47 (2): 291-304.
- Redaksjonen NMBU. (2011). *Universitetsparken*. Tilgjengelig fra: <https://www.nmbu.no/om/adm/ta/eiendomsinformasjon/park-bygninger/parken> (lest 27.02.2018).

- Richards, L. A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics*, 1 (5): 318-333.
- Schwartz, F. W. & Zhang, H. (2003). *Fundamentals of Groundwater*. New York: John Wiley & Sons.
- Skolelaboratoriet i realfag. (u.å.). *Meitemarkens levesett og rolle i naturen*: Universitetet i Bergen og Naturfagsenteret. Tilgjengelig fra:
<https://www.miljolare.no/aktiviteter/land/natur/ln6/meitemark/markinfo.php>
 (lest 09.05.2018).
- Solheim, E. B. (2017). *Infiltrasjon for lokal overvannsdistribusjon (LOD) : vurdering av metoder for å måle infiltrasjon på lokal tomt*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Staehli, M., Jansson, P. E. & Lundin, L. C. (1996). Preferential water flow in a frozen soil—a two-domain model approach. *Hydrological processes*, 10 (10): 1305-1316.
- Stiftelsen VA (2012) *Fordrøyning av overvann*. [Miljøblad]. Tilgjengelig fra: <http://www.va-blad.no/fordroyning-av-overvann/> (lest 10.05.2018)
- Store Norske Leksikon. (2009). *Grøntanlegg*. I: Bruun, M. (red.). Tilgjengelig fra:
<https://snl.no/gr%C3%B8ntanlegg> (lest 26.04.2018).
- Tromsø Kommune. (2017: PLAN NR 255). *Kommunedelplan for overvann - Planprogram 2018-2030*.
- UMB, vonEssen, M., Mydland, L., Eldal, J. C., Norsk institutt for kulturminneforskning & Arkitektskap AS. (2006). *Verneplan for UMB: Universitetet for miljø- og biovitenskap: bygninger og parker i det sentrale universitetsanlegget: del 1*. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap.
- US EPA. (u.å.). *What is green infrastructure?* Tilgjengelig fra: <https://www.epa.gov/green-infrastructure/what-green-infrastructure#main-content> (lest 16.10.2017).
- Virahsawmy, H. K., Stewardson, M. J., Vietz, G. & Fletcher, T. D. (2014). Factors that affect the hydraulic performance of raingardens: implications for design and maintenance. *Water Science & Technology*, 69 (5): 982-988.
- Western Michigan University. (2003). *Determining Sample Size for Estimating the Mean*. Tilgjengelig fra: <http://www.stat.wmich.edu/s216/book/node80.html> (lest 18.02.2018).
- Wikipedia. (2018). *Semivariance*. Tilgjengelig fra: <https://en.wikipedia.org/wiki/Semivariance> (lest 04.04.2018).

Liste over personlige meddelelser:

Børresen, T. (2018) Professor ved fakultet for miljø og naturforvaltning, NMBU, e-post.

Fredriksen, B. A. (2018) Parksjef i NMBU-parken, e-post.

Mæhlum, T. (2018) Forsker ved Grøntanlegg og Miljøteknologi, NIBIO, e-post.

Vedlegg A-E

Vedlegg A: Matlabskript for utregning av K_{sat}

Vedlegg B: Tabeller med estimerte infiltrasjonsrater og K_{sat} -verdier for NMBU-parken og Landvik Forskningsstasjon

Vedlegg C: Variogrammer fra Storeplen

Vedlegg D: ERT-profil

Vedlegg E: IVF-kurve for Ås kommune

Vedlegg A

Matlab-skript for utregning av K_{sat}

Filnavn: MPD.m (Paus 2016)

```

data = xlsread('mpddata.xlsx', 'Input');           % Reads input matrix
n = size(data);                                   % Finds the size of the input matrix
n = n(1);                                         % Finds the number of rows (n)
t = data(1:n,3)*60*60*24;                        % Finds time matrix and convert values from
                                                    % days to seconds
h = data(1:n,2);                                 % Finds head matrix

dteta=data(2,1)-data(1,1);                       % Finds differences in volumetric water content
(dteta)

Lmax = data(3,1);                                % Finds length of device below surface
rd = data(4,1);                                  % Finds radius of device
H = data(5,1);                                   % Finds phase one initial height
K = 0.001;
C = -100;

tt(1,1)=0;                                       % Sets first intermediate time value to zero
i=2:n;                                           % Prepare integers for the remaining
intermediate time values
tt(i,1)= (t(i,1)-t(i-1,1))*0.5+t(i-1,1);        % Finds intermediate time values (tt)
hh = spline(t,h,tt);                            % Cubic spline interpolation to find
                                                    % intermediate h values (hh)

q(1,1)=0;                                       % Sets first difference value to zero
qt(1,1)=0;                                      % Sets first time difference value to zero
qh(1,1)=0;                                      % Sets first head difference value to zero

i = 2:n;                                        % Prepare integers for the remaining
                                                    % intermediate time values
qt(i,1) = tt(i,1)-tt(i-1,1);                   % Fills in remaining time difference values (qt)

```

```
qh(i,1) = hh(i,1)-hh(i-1,1);                                % Fills in remaining head difference values (qh)

for i=2:n,                                                    % Calculate difference values (q)
    q(i,1)=qh(i,1)/qt(i,1);
end

i=1;

while(i<n+1)                                                  % Using Newton-Raphson to find R values
    x = 1;
    ii = 1;
    while(ii<10000)
        fl=2*x^3+Lmax*3*x^2-Lmax^3-2*(rd/2)^3-3*rd^2*(H-hh(i,1))/(dteta);
        ff = 6*x^2+Lmax*6*x;
        x = x-fl/ff;
        ii =ii +1;
        R(i,1)=x;
    end
    i=i+1;
end

for i=2:n,                                                    % Calculate difference values (q)

    q(i,1)=qh(i,1)/qt(i,1);

end
```

Filnavn: opth.m

```
function y = opth(KC,n,Lmax,dteta,R,rd,hh,tt,dh1,ss)
for i=1:ss+1,
    E(i,1)=0;
end
for i=ss+2:n,
    E(i,1)=(dh1(i,1)-(KC(1)*(tt(i,1)-tt(i-1,1))/Lmax)*((pi())^2/8)*((-
dteta*(R(i,1)^2+R(i,1)*Lmax)*(R(i,1)-R(i-1,1))/(KC(1)*(tt(i,1)-tt(i-1,1))))-
2*(rd*0.5)^2)*(log((R(i,1)*((rd*0.5)+Lmax))/((rd*0.5)*(R(i,1)+Lmax)))/Lmax)-
KC(2)+hh(i,1)+Lmax))^2;
end
y = sum(E);
```

Filnavn: optt.m

```
function y = optt(KC,n,Lmax,dteta,R,rd,hh,dt1,ss)
for i=1:ss+1,
    E(i)=0;
end
for i=ss+2:n,
    E(i)=(dt1(i,1)-((-
pi()^2/8)*dteta*(R(i,1)^2+R(i,1)*Lmax)/(KC(1)*Lmax)*log((R(i,1)*(0.5*rd+Lmax))/(0.5*rd*(R(i,
1)+Lmax)))*(R(i,1)-R(i-1,1))-(Lmax/KC(1))*(hh(i-1,1)-hh(i,1))/(KC(2)-hh(i,1)-
Lmax+2.468*((rd*0.5)^2/Lmax)*log((R(i,1)*(0.5*rd+Lmax))/(0.5*rd*(R(i,1)+Lmax)))))^2;
end
y = sum(E);
```

Eksempel på input *.xlsx fil tilhørende Matlab-skriptet

For å regne ut Ksat med MPD (vedlegg x) må en rekke input verdier plottes i et Excel-ark (figur x):

- Volumetrisk vanninnhold før måling.
- Volumetrisk vanninnhold etter måling.
- Sylinderens dybde under jordoverflaten.
- Sylinderens radius.
- Maksimum høyde på vannsøyle i sylindren.
- Høyde på vannsøyle ved ulike tidspunkt.

	A	B	C	D	E	F
1						
2						
3		Parameters		Head [cm]	Time	
4		<i>Initial volumetric water content [%]</i>	19.4%	42	00:00:00	
5		<i>Final volumetric water content [%]</i>	46.3%	41	00:00:16	
6		<i>Length of device below surface [cm]</i>	5.0	40	00:00:30	
7		<i>Radius of device [cm]</i>	5.0	38	00:01:00	
8		<i>Phase one initial height [cm]</i>	42.0	36	00:01:40	
9				31	00:03:11	
10				27	00:04:26	
11				24	00:05:25	
12				21	00:06:55	
13				14	00:10:09	
14						
15						

Figurtekst: Eksempel på hvordan oppsettet på input data (*.xlsx) for utregning av Ksat i Matlab-skriptet MPD.m (vedlegg x) skal være.

Vedlegg B

Tabeller med estimerte infiltrasjonsrater og K_{sat} -verdier for NMBU-parken og Landvik Forskningsstasjon

Verdier merket med grått har ikke blitt vellykket korrigert med matlabskriptet.

Lokalitet: Storeplen, NMBU-parken		
Metode: MPD		
Måling	Infiltrasjonsevne [cm/time] – ikke korrigert	K_{sat} [cm/time] – Korrigert med Matlab-skript
1	15	5
2	14	4
3	20	8
4	13	9
5	17	5
6	14	36
7	24	Mangler data om jordfuktighet
8	17	8
8.1	120	45
8.2	13	10
8.3	18	7
8.4	14	17
8.5	314	83
9	13	5
10	10	8
11	4	8
12	97	21
13	14	10
14	12	7
15	13	10
16	13	7
17	29	12
18.0	36	11
18.1	88	36
18.2	10	16
18.3	49	24
18.4	26	14
18.5	79	36
19	14	6
20	5	2
21	5	2
22	28	9
23	17	5
24	13	4
25	5	6

Lokalitet: Tivoli, NMBU-parken - Infiltrasjonstest					
Målepunkt	MPD – før DR		DR	MPD – etter DR	
	a	b		a	b
	Infiltrasjons- evne (cm/time)	Infiltrasjons- evne (cm/time)	Infiltrasjons- evne (cm/time)	Infiltrasjons- evne (cm/time)	Infiltrasjons- evne (cm/time)
1	6	5	1	3	≈ 0
2	36	84	24	24	24
3	2	4	21	-	-
4	60	12			
5	1	0,3			
6	18	8			
7	9	16			
8	12	12			
9	19	18			
10	31	36			

Lokalitet: Tivoli, NMBU-parken – MPD er korrigert med Matlab-skript				
Metode	MPD – før DR		MPD – etter DR	
Måling	K _{sat} [cm/time]		K _{sat} [cm/time]	
	a	b	a	b
1	6	<0,5	< 0,5	< 0,5
2	7	27	36	1
3	5	4		
4	1	14		
5	36	36		
6	8	14		
7	10	13		
8	7	1		
9	16	16		
10	<0,5	12		

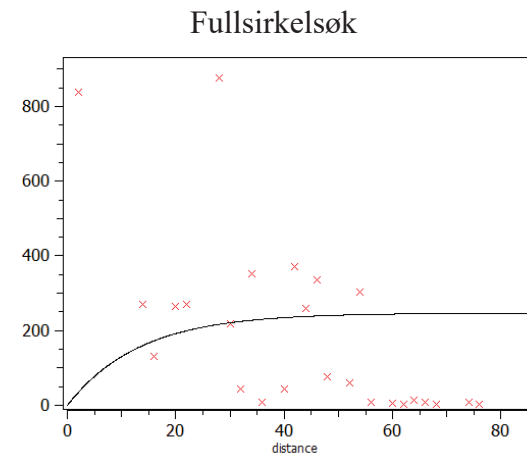
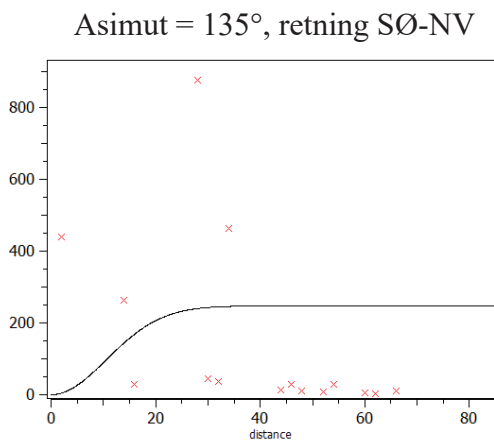
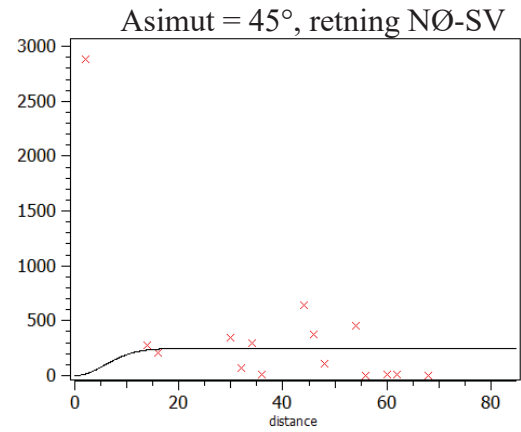
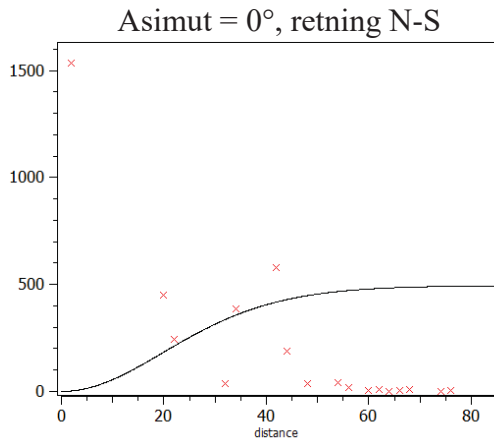
Lokalitet: Lysimeteranlegg, Landvik Forskningsstasjon		
Måling	Infiltrasjonsevne [cm/time] – ikke korrigert	K_{sat} [cm/time] – korrigert med Matlab- skript
1	120	32
2	132	58
3	132	59
4	208	66
5	180	107
6	180	78
7	132	59

Tabelltekst: Oversikt over de estimerte infiltrasjonsratene og K_{sat} -verdiene fra Fidja, Landvik Forskningsstasjon.

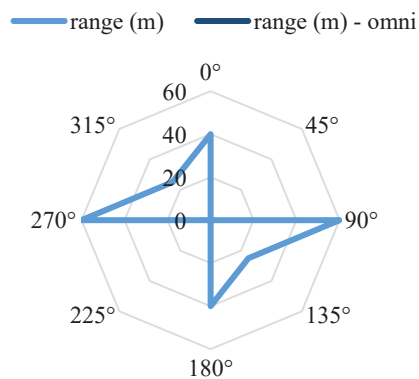
Lokalitet: Fidja, Landvik Forskningsstasjon		
Måling	Infiltrasjonsevne [cm/time] – ikke korrigert	K_{sat} [cm/time] – korrigert med Matlab- skript
1	4	<0,5
2	48	12
3	39	5
4	43	22
5	23	3
6	28	2
7	12	4
8	16	4

Vedlegg C

Variogrammer fra Storeplen

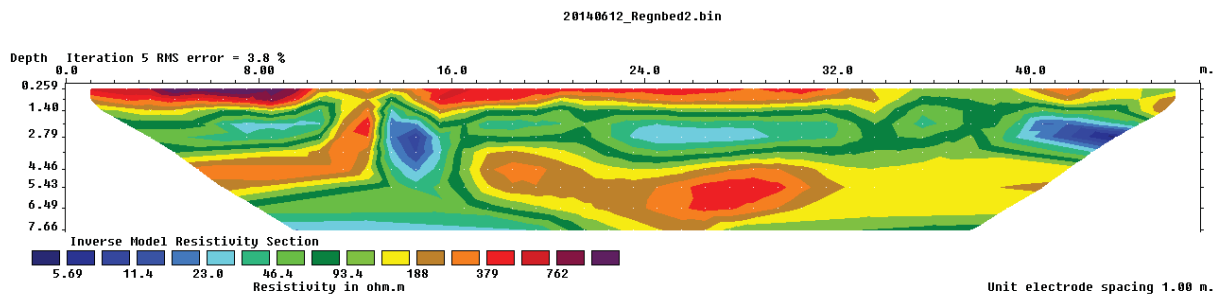
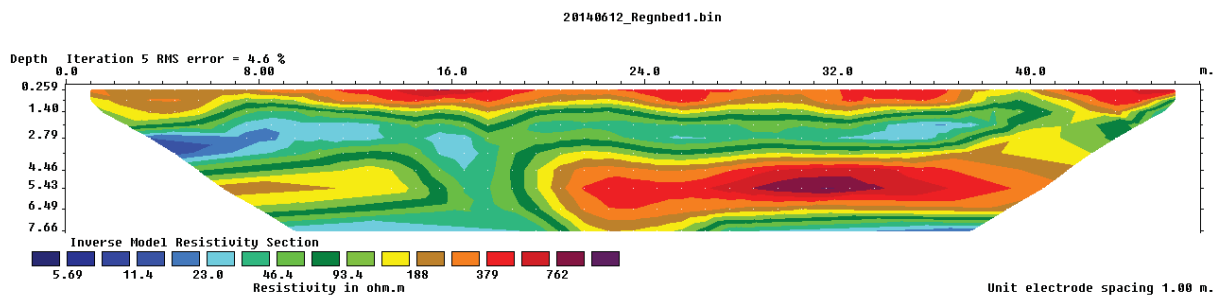
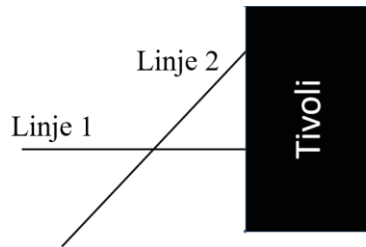


Plott av range tolket fra de ulike retningene



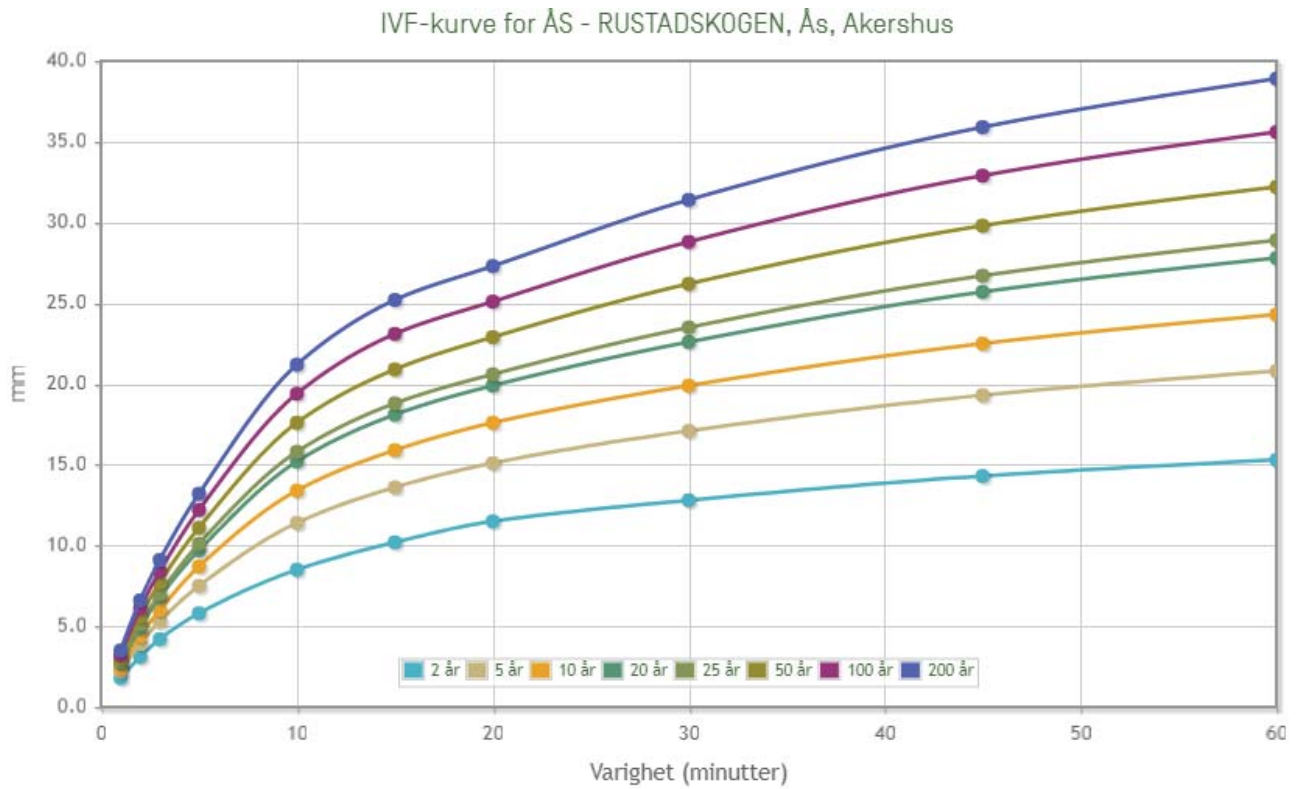
Vedlegg D

ERT-profil fra Tivoli, laget av Helen K. French



Vedlegg E

IVF-kurve for Ås kommune





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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway