

Infiltrasjon i regnbed: Effekter av veisalt

Mikael Bue

Bygg- og miljøteknikk

Innlevert: juni 2013

Hovedveileder: Tone Merete Muthanna, IVM

Medveileder: Kim Paus, IVM

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for vann- og miljøteknikk



Fakultet for ingeniørvitenskap
og teknologi
Institutt for vann- og miljøteknikk

Masteroppgave

Overvannshåndtering

2013

Masterstudent: Mikael Bue

Tittel: Infiltrasjon i regnbed: Effekter av veisalt

(Eng.: Infiltration in Bioretention Systems: Effects of Road Salt)

1. Introduksjon

Regnbed er et terrengetilpasset infiltrasjonsanlegg, beplantet med naturlig og stedstilpasset vegetasjon, som fremmer oppsamling, fordrøyning og infiltrasjon av overvann ved å etterlikne det naturlige hydrologiske kretsløpet, samt behandle urbant overvann ved å utnytte de fysiske, kjemiske og biologiske prosesser som naturlig foregår i jorden. Regnbed

har i løpet av de siste årene blitt ett populært tiltak for overvannshåndtering i USA, Canada og Australia. Ettersom det meste av erfaringene på regnbed relaterer seg til klima varmere enn det vi har Norge, er det ønskelig å skaffe mer kunnskap om bruk av regnbed under norske forhold.

Regnbed er avhengig av å ha en tilstrekkelig stor infiltrasjonskapasitet, eller mettet hydraulisk konduktivitet (K_{sat}), for å oppnå tilfredsstillende fordrøyning samt reduksjon i avrenningsvolum og flomtopp. Ved å kjenne K_{sat} samt vannets temperatur kan infiltrasjonsegenskapene til filtermediet uttrykkes som permeabilitet (p) [cm^2]. En høy verdi for p vil kunne være spesielt viktig i regioner med kaldt klima der lav temperatur og formasjon av snø/is vil redusere infiltrasjon. For å kunne etter-teste etablerte regnbed og utvikle teknologien videre er det imidlertid nødvendig å ha godt verktøy for bestemmelse av p . Ved tradisjonelle metoder for måling K_{sat} , og dermed beregning av p , må ofte deler av overflaten graves bort. I regnbed vil imidlertid topplaget være begrensende for infiltrasjon, og tradisjonelle metoder for måling av p egner seg derfor mindre godt. MPD (Modified Phillip-Dunne infiltrometer) er et infiltrometer, utviklet ved University of Minnesota, USA, som måler p på overflaten av terrenget, og bør derfor være egnet til regnbed. I hvilken grad bruk av MPD gir ett godt nok estimat på p i regnbed er imidlertid usikkert, og det er behov for en sammenlikning mellom p , målt med MPD og p observert ved f.eks. syntetisk fylling av regnbedet.

Regnbed i regioner med kaldt klima vil kunne motta veisalt (NaCl) gjennom vinter- og vår-sesongen. Hvordan NaCl påvirker prosesser i regnbed er i stor grad ukjent. Tidligere forsøk, utført på veinær jord med høyt innhold av organisk materiale og/eller leire, viser at NaCl vil ha effekter på jordstrukturen. Ved eksponering av høye konsentrasjoner NaCl vil Na^+ erstatte andre basekationer (Mg^{2+} , Ca^{2+} og K^+) som forekommer i jorden. Mg^{2+} , Ca^{2+} og K^+ er generelt viktig for å opprettholde stabile jord-aggregater, og en destabilisering vil forekomme når de *naturlige* forholdene mellom basekationer endres. Forsøk viser

imidlertid at et jordsmonn mettet med Na^+ vil fremdeles kunne holde jordaggregater stabile gitt at ionestyrken, eller den elektriske konduktiviteten (EK), i porevannet er høy. Først når EK i porevannet kommer under en gitt verdi vil jordaggregatene destabiliseres. I så tilfelle vil det perkolerende vannet mobilisere ustabile og løste jordaggregater. De praktiske følger av dette vil igjen avhenge av kornfordelingen til jorden. Er jorden velgrader med lav effektiv kornstørrelse (d_{10}) vil jordaggregatene kunne fanges i filtermediet. Dette vil redusere p . Er kornfordelingen grovere vil aggregatene kunne tapes fra jorden, noe som vil kunne gi en reduksjon i jordens fertilitet. Begge forhold er svært uheldige om de skulle forekomme i regnbed, og det er derfor behov for å studere effekter av NaCl på infiltrasjonsegenskapene i regnbed.

I denne oppgaven vil kandidaten undersøke hvor vidt MPD egner seg som metode for måling av infiltrasjon, samt studere potensielle negative effekter av NaCl mht infiltrasjon og mobilisering av basekationer, organisk materiale og metaller. Feltforsøk vil utføres ved Risvollan regnbed, som er en del av Risvollan Urbanhydrologiske Feltlab. Oppgaven er en kombinasjon av feltforsøk, lab og datahåndtering.

2. Oppgavemål og forskningshypoteser

Hovedmålene med masteroppgaven er å undersøke følgende hypoteser:

1. *MPD er en egnet metode for estimering av p i regnbed.*

H_0 : Verdier av p målt ved MPD er ulik ($\alpha = 0.05$) verdi av p observert ved syntetisk fylling.

2. *NaCl bidrar til dispersjon av basekationer, organisk materiale og metaller.*

H_0 : Det er ingen forskjell ($\alpha = 0.05$) i konsentrasjonen av basekationer, organisk materiale og metaller i utløpet før og etter eksponering av NaCl .

3. NaCl bidrar til reduksjon i permeabilitet.

H_0 : Det er ingen forskjell ($\alpha = 0.05$) mellom K_{sat} målt ved MPD før og etter eksponering av NaCl.

3. Delmål og metode

Som grunnlag for å teste de tre hypotesene er det satt opp 7 kronologiske delmål:

- *Delmål 1: Litteraturgjennomgang.*
Kandidaten skal gjøre seg kjent med gjellende litteratur på fagfeltet. Herunder, de tema og parametere som er aktuelle for å beskrive: (1) vannets vei gjennom regnbedet og i nedbørsfeltet for øvrig, (2) tracerforsøk i felt (3) potensielle effekter av veisalt i regnbed.
- *Delmål 2: Dokumentering av anlegg.*
Beskrive relevante parametere for Risvollan regnbed, herunder geometriske mål, hydrologiske parametere, filtermedia-sammensetning og generell utforming. Det bygges videre på tidligere dokumentasjonen av regnbedet.
- *Delmål 3: Feltforsøk 1: MPD-forsøk A.*
Utføre 16 MPD-målinger på overflaten av regnbedet etter at hele systemet har tint. Data for tid og vannhøyde brukes som input i Matlab-kode. Bruker temperatur-målinger for å omforme K_{sat} -verdier til permeabilitet ($p_{MPD,A}$).

- Delmål 4: Feltforsøk 2: Syntetisk fylling av regnbedet.*

Regnbedets K_{sat} bestemmes ved syntetisk fylling av regnbedet. Basert på vannets temperatur beregnes permeabiliteten ($p_{OBS,A}$). Skarpkantet innløp og overløp skal samtidig kalibreres. Undersøke om $p_{MPD,A}$ er signifikant ulik $p_{OBS,A}$. Vi måler K_{sat} ved å benytte de loggede dataene fra vannstandsøret. Utløpet analyseres for TS, EK, organisk materiale (OM), totalt organisk karbon (TOC), metaller og basekationene Mg, K og Ca. Dette vil kunne gi informasjon om hva som evt. mobiliseres fra regnbedet. Automatisk prøvetaker benyttes.
- Delmål 5: Feltforsøk 3: Tracerforsøk*

Et tracerforsøk utføres i regnbedet ved å tilsette vannmengder som i *delmål 4* med en konstant og representativ konsentrasjon NaCl. Utløpet analyseres for TS, OM, TOC, metaller og basekationer. EK måles i innløpet og drensutløpet. Tracerforsøket fungerer også som et forsøk for å studere effekter av NaCl.
- Delmål 6: Feltforsøk 4: Effekter av NaCl på permeabilitet.*

Syntetisk fylling av regnbedet utføres som i *delmål 4*. Utløpet analyseres for TS, EK, OM, TOC, metaller og basekationer. Basert på vannets temperatur beregnes permeabiliteten ($p_{OBS,B}$). Sammenlikner målinger for OM, TOC, metaller og basekationer med data fra *delmål 4*.
- Delmål 7: Feltforsøk 5: MPD-forsøk B.*

Utføre MPD-målinger på samme måte som i *delmål 3*. Bruker temperaturmålinger for å omforme K_{sat} -verdier til permeabilitet ($p_{MPD,B}$). Undersøke om $p_{MPD,A}$ er signifikant ulik $p_{MPD,B}$.

4. Organisering, veiledning og samarbeid

Masteroppgaven vil bli utført ved Institutt for vann- og miljøteknikk, NTNU. Hovedveileder er førsteamanuensis Tone M. Muthanna, og medveileder PhD-kandidat Kim H. Paus ved Institutt for vann- og miljøteknikk, NTNU. Kim H. Paus bidrar til planlegging og gjennomføring av *delmål 3-7*.

5. Presentasjon og innleveringsfrist

Innleveringsfrist: 10.06.2013

Institutt for Vann- og Miljøteknikk, NTNU.

Infiltrasjon i regnbed: Effekter av veisalt

Mikael Bue

10. juni 2013

Forord

Masteroppgaven er besvarelse i TVM4905 Vannforsynings- og avløpsteknikk ved Institutt for vann- og miljøteknikk ved NTNU, Trondheim. Oppgaven er utført over 20 uker våren 2013 og utgjør 30 studiepoeng. Oppgaven omfatter litteraturstudium, feltforsøk og datainnsamling ved Risvolla regnbed, laboratorieanalyser og datahåndtering.

Jeg vil rette en stor takk til hovedveileder førsteamanuensis Tone Merete Muthanna ved Institutt for vann- og miljøteknikk for god veiledning og konstruktive innspill underveis. En stor takk også til medveileder PhD-kandidat Kim H. Paus, som har veiledet meg fra Oslo via Skype. Kim H. Paus har hjulpet meg med å definere oppgaven, bidratt med veiledning og innspill underveis, samt deltatt på den praktiske gjennomføringen av forsøkene ved Risvolla regnbed. Jeg vil også takke senioringeniør Bent C. Braskerud ved NVE, som har forsynt meg med data fra sensorene på Risvolla regnbed og kommet med konstruktive innspill i forbindelse med den praktiske gjennomføringen av forsøkene.

I tillegg vil jeg takke følgende for praktiske bidrag:

- Trine Hårberg Ness og Gøril Thorvaldsen ved Institutt for vann- og miljøteknikk for veiledning og hjelp til gjennomføring av analyser på laboratoriet.
- Laila Pedersen og Håkon Ebbesen i Risvolla borettslag for hageslanger og tilrettelegging for gjennomføring av forsøkene.
- Arne Grostad ved Institutt for vann- og miljøteknikk for hjelp med transport av vanntanker til Risvolla regnbed.
- Carlos Monrabel Martínez for hjelp til gjennomføring av MPD-forsøk den 14.05.13.
- Overingeniør Syverin Lierhagen ved Institutt for kjemi for elementanalyse av prøver.

Trondheim, 10. juni 2013.



Mikael Bue

Sammendrag

Regnbed er et terrengtilpasset infiltrasjonsanlegg beplantet med naturlig og steds-tilpasset vegetasjon, som samler opp, fordrøyer og infiltrerer urbant overvann. Fysiske, kjemiske og biologiske prosesser som naturlig foregår i jorden sørger for tilbakeholdelse av forurensninger i filtermediet. Regnbed er et populært tiltak for lokal overvannshåndtering i USA, Canada og Australia. På grunn av manglende kunnskap knyttet til bruk av regnbed i kaldt klima, derunder eksponering for veisalt, er ikke bruk av regnbed særlig utbredt i Norge enda.

Ved høye konsentrasjoner av NaCl bytter Na^+ plass med basekationene Ca^{2+} , Mg^{2+} og K^+ som naturlig forekommer i jorden. Det medfører en destabilisering av jordaggregater som vil mobiliseres av gjennomstrømmende vann. Avhengig av jordens kornfordeling vil mobiliserte jordaggregater enten tapes permanent fra filtermediet eller fanges opp og blokkere porer. Konsekvenser er hhv. redusert fertilitet i jorda eller redusert infiltrasjonskapasitet. Tungmetaller adsorbert på organisk materiale vil også vaskes ut av filtermediet dersom organisk materiale mobiliseres.

Rapporten kombinerer gjennomgang av eksisterende litteratur, dokumentasjon av Risvolla regnbed, feltforsøk utført ved dette og laboratorieanalyser. Feltforsøkene bestod av syntetisk fylling av regnbedet, to MPD-forsøk (Modified Philip-Dunne infiltrometer) og et tracerforsøk hvor veisalt med en representativ konsentrasjon på 1g/L ble tilsatt i én puls. Hensikten med masteroppgaven var å undersøke hvorvidt MPD er en velegnet metode for estimering av permeabiliteten i regnbedets filtermedie, undersøke om eksponering for veisalt bidrar til dispersjon av basekationer, organisk materiale og metaller fra filtermediet, samt undersøke om veisalt kan bidra til å redusere permeabiliteten i filtermediet.

Forsøk med MPD og syntetisk fylling ble gjennomført før og etter tracerforsøket med veisalt. Temperaturdata fra regnbedets loggere ble brukt til å beregne permeabilitet fra K_{sat} funnet ved MPD-forsøk (p_{MPD}) og observert vannstands- endring (p_{OBS}). Verdiene var log-normalfordelte, og det ble ikke påvist signifikant forskjell i p_{MPD} og p_{OBS} . Geometrisk gjennomsnitt av p_{MPD} viste å gi et godt estimat av virkelig permeabilitet.

Analyser av utløpsvannet påviste at kationer ble mobilisert som følge av ione- byttprosesser med natrium, og at organisk materiale og adsorbert metall ble utvasket som følge av endring i elektrolytiske forhold og metningsgrad av Na. Konsentrasjonen av basekationer, tørrstoff og organisk materiale fulgte kurven for elektrisk konduktivitet i utløpet, mens totalt organisk karbon (TOC) og tungmetaller adsorbert på organisk materiale ble vasket ut etter saltpulsens tyngdepunkt.

Reduksjon i permeabilitet som følge av eksponering ble målt til 1,2 % fra reell vannstands- endring ved syntetisk fylling, og estimert til 15,3 % fra MPD-forsøk. Statistisk sett var endringene ikke signifikante. Dersom endringene er reelle vil det ta lang tid før regnbedets infiltrasjonsevne svekkes i betydelig grad. Basert på

utførte forsøk er regnbed derfor egnet til håndtering av overvann som inneholder
veisalt.

Abstract

A rain garden is constructed as a shallow depression with natural and native vegetation, which collects, detains and infiltrates urban stormwater runoff. Contaminants are retained in the filter media due to physical, chemical and biological processes occurring in the soil. Rain gardens are popular sustainable urban drainage systems in USA, Canada and Australia. Due to lack of knowledge related to their performance in cold climates, including exposure to road salt, the application of rain gardens in Norway is quite modest.

At high concentrations of NaCl, ion exchange processes between Na^+ and base cations Ca^{2+} , Mg^{2+} and K^+ are known to happen. This results in a destabilization of soil aggregates, which again will be dispersed by water flowing through the filter media. Depending on the soils grain size distribution, dispersed soil aggregates will either be permanently lost from the filter media or trapped in it and cause blocking of pores. Consequences are reduced soil fertility or reduced infiltration capacity, respectively. Heavy metals adsorbed on organic matter will also be washed out of the rain garden if mobilization of organic matter occurs.

This report combines a review of existing literature, documentation of Risvollan rain garden, field experiments and laboratory analysis. The field experiments consisted of synthetic filling of the rain garden, two measurements using MPDs (Modified Philip-Dunne Infiltrimeters) and a tracer study where a pulse of road salt with a representative concentration of 1g/L was added to the rain garden. The purpose of this MSc thesis was examining whether MPD is a suitable method for estimating the permeability of a rain garden filter media, examining whether exposure to road salt triggers dispersion of base cations, organic matter and metals from the filter media, and determining whether road salt may reduce the permeability of the filter media.

MPD measurements and synthetic filling of the rain garden were carried out both before and after the tracer study. Registered temperatures from the field site's measuring equipment were used to calculate the permeability from K_{sat} found from the MPD measurements (p_{MPD}) and from the observed change in water level (p_{OBS}). The values were log-normally distributed, and there was no significant difference between p_{MPD} and p_{OBS} . The geometric mean of the p_{MPD} -values provided a good estimate of the actual permeability in the rain garden.

Analyses of the discharge from the rain garden proved that cations were mobilized as a result of ion exchange with sodium, and that organic matter and adsorbed metals were washed out due to a change in electrolytic conditions and saturation of Na. The concentration of base cations, solids and organic matter followed the values for electrical conductivity in the outlet, while total organic carbon (TOC) and heavy metals adsorbed onto organic matter was washed out after the salt had been washed out.

Reduction in permeability due to exposure of road salt was measured to 1.2 % from the observed changes in water level after synthetic filling, and estimated to 15.3 % according to MPD measurements. Statistically, the changes were not significant. If the reduction is in fact real, it will take a long time before the rain gardens infiltration capacity is considerably deteriorated. Based on the experiments carried out, rain gardens seem to be suitable for handling urban stormwater runoff containing road salt.

Innhold

1	Innledning	1
2	Bakgrunn	5
2.1	Urbanisering og klimaendring	5
2.2	Lokal overvannshåndtering	6
2.3	Forurensning i urban avrenning i kaldt klima	6
2.3.1	Veisalt	7
2.4	Regnbed	9
2.4.1	Hydrologiske prinsipper og funksjoner	9
2.4.2	Infiltrasjon	11
2.4.3	Metoder for estimering av K_{sat}	12
2.4.4	Rensing av tungmetaller i regnbed	12
2.4.5	Renseprinsipper og -funksjoner	12
2.5	Utfordringer med regnbed i kaldt klima	13
2.5.1	Kaldt klima	13
2.5.2	Utfordringer i kaldt klima	14
2.5.3	Frost	14
2.5.4	Veisalt	14
2.6	Modified Philip-Dunne infitrometer	17

3	Metode	19
3.1	Litteratursøk	19
3.2	Risvolla regnbed	19
3.2.1	Klima	20
3.2.2	Hydrologi	22
3.2.3	Geometri	24
3.2.4	Filtersammensetning	24
3.2.5	Instrumentering	25
3.2.6	Infiltrasjon	26
3.3	Feltforsøk	28
3.3.1	Feltforsøk 1 og 5: MPD-forsøk A og B	28
3.3.2	Feltforsøk 2, 3 og 4: Kunstig fylling	29
3.3.2.1	Feltforsøk 2: Rent vann og kalibrering av overløp	31
3.3.2.2	Feltforsøk 3: Tracerforsøk med veisalt	32
3.3.2.3	Feltforsøk 4: Rent vann og utvasking	33
3.4	Analyser	33
3.4.1	Laboratorieanalyser	34
3.4.2	Volumetrisk vanninnhold i forbindelse med MPD	35
3.5	Databehandling	35
3.5.1	Beregning av permeabilitet fra MPD-forsøk	35
3.5.2	Beregning av observert permeabilitet	35
3.5.3	Tracerforsøk	36
3.5.4	Statistiske metoder	37
4	Resultater og diskusjon	39
4.1	Vannbalanse og strømningsforhold	39
4.1.1	Vannbalanse	39
4.1.2	Utfordringer med logget vannstand	43
4.1.3	Tracerforsøk	43
4.2	Utvasking som følge av NaCl	46
4.2.1	Basekationer	46

4.2.2	TS, OM og TOC	47
4.2.3	Metaller	50
4.3	Endring i permeabilitet som følge av NaCl	51
4.3.1	Infiltrasjon fra MPD-forsøk	51
4.3.2	Observert infiltrasjon	53
4.3.3	Sammenligning av infiltrasjonsmålinger	54
4.4	Praktiske betraktninger	55
4.4.1	MPD	55
4.4.2	Reduksjon i permeabilitet	56
4.4.2.1	Eksempel	57
4.4.3	Konsekvenser	58
5	Konklusjon	59
6	Forslag til videre arbeid	61
A	Hopp i vannstandsmåling	68
B	Utvasking og mobilisering	69
C	MPD-forsøk	72

Figurer

1.1	Illustrasjon av Norsk Vanns treleddsstrategi (Lindholm m.fl., 2008).	1
2.1	Årlig bruk av veisalt på norske veier (Strøm, 2012).	7
2.2	Oppbygning av og prosesser i et regnbed (Paus og Braskerud, 2013).	9
3.1	Risvolla regnbed i drift under forsøkene.	23
3.2	3D-skisse av Risvolla regnbed uten vegetasjon og filtermediet (Dalen, 2012).	23
3.3	Kornfordeling i filtermediet i Risvolla regnbed (Dalen, 2011).	25
3.4	Sesongvariasjon i infiltrasjonsevne (Braga m.fl, 2007).	27
3.5	Risvolla regnbed under feltforsøkene mellom 6. og 8. mai.	28
3.6	MPD-forsøk for måling av infiltrasjon i Risvolla regnbed.	29
3.7	Prøver av utløpsvannet ble tatt fra en bøtte i dreinsboksen.	30
3.8	Det ble benyttet en automatisk prøvetaker til å ta prøver av utløpsvannet.	31
3.9	Kalibrering av innløp.	32
3.10	De første 47 prøvene som ble tatt. ID viser hvilke prøver som ble analysert på laboratoriet.	33
3.11	Vannstanden i regnbedet måles i et perforert vannstandsør oppstrøms overløpet.	36
4.1	Hydrograf for regnbedet under feltforsøk 2 til 4.	40
4.2	Fysiske forhold i Risvolla regnbed under feltforsøk 1 til 4.	41
4.3	Sammenligning av observert vannstand og logget vannstand.	43
4.4	Elektrisk konduktivitet over bakgrunnsnivå for innløp og utløp.	44

4.5	EK og konsentrasjon av basekationer i utløpet.	46
4.6	Konsentrasjon av Na og Cl og forholdet mellom disse i utløpet. . .	47
4.7	Elektrisk konduktivitet og konsentrasjon av TS og OM i utløpet etter eksponering for veisalt.	48
4.8	Elektrisk konduktivitet og TOC-konsentrasjon i utløpet etter eks- ponering for veisalt.	49
4.9	Konsentrasjon av TOC, Cu og Zn i utløpet.	50
4.10	Permeabiliteten varierer innad i regnbedet.	52
4.11	Endring i vannstand og temperatur da vann fra feltforsøk 2 og 4 infiltrerte.	54
A.1	Logget vannstand i regnbedet underestimeres av vannstandsøret når vannstanden er under 8 cm.	68
B.1	Sammenheng mellom elektrisk konduktivitet og konsentrasjon av basekationer i utløpet.	69
B.2	Sammenheng mellom elektrisk konduktivitet og konsentrasjon av TS og OM i utløpet.	70
B.3	Konsentrasjon av TOC og Fe i utløpet etter eksponering for veisalt. 71	
B.4	Konsentrasjon av TOC, Pb, Cd og Cr i utløpet etter eksponering for veisalt.	71
C.1	Vannstandsending i de ulike kolonnene under MPD-forsøk A. . . .	73
C.2	Fysiske forhold i regnbedet under MPD-forsøk A.	73
C.3	Vannstandsending i de ulike kolonnene under MPD-forsøk B. . . .	74
C.4	Fysiske forhold i regnbedet under MPD-forsøk B.	74

Tabeller

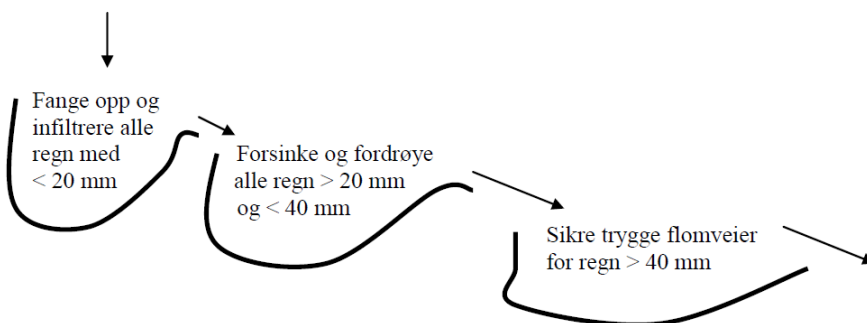
2.1	Gjennomsnittlig konsentrasjon av noen forurensninger i avrenning fra veier (Lindgren, 2001).	7
2.2	Hydrologiske parametre i regnbed (Dalen, 2012).	10
3.1	Gjennomsnittlig temperatur og nedbørsmengde for normalperioden 1961 - 1990 i Trondheim, perioden 1988 - 2002 og april 2012 - mars 2013.	21
3.2	Geometriske forhold ved Risvollan regnbed (Dalen, 2012).	24
3.3	Oversikt over måleinstrumenter ved Risvollan regnbed (Dalen, 2012).	26
3.4	Tidligere beregninger av vannmettet hydraulisk konduktivitet ved Risvollan regnbed (Dalen, 2012).	26
4.1	Vannbalansen i Risvollan regnbed under forsøkene fra klokken 14:00 den 6. mai til klokken 02:00 den 9. mai.	42
4.2	Mengde Na og Cl inn og ut av regnbedet i løpet av 24 timer.	45
4.3	Dispersjon i filtermediet under feltforsøk 3.	45
4.4	Resultat av feltforsøk 1 (MPD-A) og 5 (MPD-B).	51
4.5	Resultat av feltforsøk 2 og 4.	53
4.6	Sammenligning av permeabilitet beregnet med MPD og observert infiltrasjon, før og etter tilførsel av veisalt.	55
4.7	Resultat av feltforsøk 1 (MPD-A) og 5 (MPD-B) uten målepunkt E3.	56
4.8	Sammenligning av permeabilitet beregnet med MPD og observert infiltrasjon, før og etter tilførsel av veisalt, uten MPD-kolonne E3.	56

Kapittel 1

Innledning

Overvann er vann som renner av tette overflater som for eksempel tak, veier og parkeringsplasser (Lindholm m.fl., 2008). Urbanisering og klimaendringer fører til endring i overflateavrenning, og byr på kvalitative og kvantitative utfordringer når det gjelder håndtering av overvann. Tendensen i nyere tid er å møte disse utfordringene med en lokal, åpen og mer naturlig håndtering av overvannet for å begrense konsekvensene av økt avrenning og forurensning.

For å møte disse utfordringene har Norsk Vann laget en treleddsstrategi for håndtering av nedbør og overvann, som illustrert i figur 1.1. Den går ut på å (i) fange opp og infiltrere overvann fra mindre nedbørshendelser (< 20 mm), (ii) forsinke og fordrøye overvann fra moderate nedbørshendelser (> 20 mm og < 40 mm), og (3) sikre trygge flomveier for overvann fra store nedbørshendelser (> 40 mm) (Lindholm m.fl., 2008).



Figur 1.1: Illustrasjon av Norsk Vanns treleddsstrategi (Lindholm m.fl., 2008).

Regnbed

Et regnbed er en vegetert forsenkning i terrenget for infiltrasjon og fordrøyning av overvann fra omkringliggende flater. Regnbed er et tiltak for lokal overvannshåndtering (LOD), som håndterer overvann gjennom ledd (1) og (2) i henhold til Norsk Vanns treledsstrategi (Lindholm m.fl., 2008). Overvann som genereres fra nedbør og/eller snøsmelting i nedslagsfeltet føres inn i regnbedet, hvor det først lagres på overflaten før det siden infiltreres ned i grunnen. På den måten sørger regnbed både for å fordrøye avrenning og redusere flomtopper, samtidig som prosesser i filtermediet kan sørge for en rensing av overvannet.

Regnbed har i løpet av de siste årene blitt et populært tiltak for lokal overvannshåndtering i USA, Canada og Australia, etter at begrepet først ble introdusert på 1990-tallet i den amerikanske delstaten Maryland. Bruken i Norge er enn så lenge ganske begrenset, blant annet på grunn av usikkerhet knyttet til bruk av regnbed i kaldt klima, og hvordan regnbeds ytelse blir påvirket av veisalt.

Risvolla regnbed er Norges største regnbed med et bunnareal på 27 m². Det ble anlagt for forskningsformål i 2010 som en del av EU-prosjektet SAWA. Regnbedet ble anlagt i et samarbeid mellom NTNU, NVE, Trondheim kommune og prosjektet Fremtidens byer. Regnbedet ligger i nedbørsfeltet til Fredlybekken, en lukket bekk som tidligere har skapt oversvømmelser i boliger i nedslagsfeltet ved flomvannføring (Braskerud m.fl., 2013).

Omfang

Oppgaven er en kombinasjon av litteraturstudium, feltforsøk, laboratorieanalyser, databehandling og tolkning av resultater. Eksisterende litteratur knyttet til regnbed og prosesser i dette, samt resultater av tidligere forsøk med veisalt sin påvirkning av jord vil undersøkes og presenteres. Deretter blir forsøksanlegget ved Risvolla regnbed presentert, før metodene for felt- og laboratorieundersøkelser, samt databehandling presenteres. Før konklusjonen vil resultater fra feltforsøket presenteres, forklares og diskuteres.

Oppgavemål

Hovedmålene for oppgaven er å undersøke følgende tre hypoteser:

1. *MPD er en egnet metode for estimering av permeabilitet i regnbed. Ved å sammenligne beregnet permeabilitet fra MPD-forsøk og observasjon av faktisk infiltrasjonskapasitet vil det undersøkes om MPD resulterer i en signifikant ulik permeabilitet enn den som beregnes ved observert infiltrasjon etter syntetisk fylling av regnbedet.*

2. *Veisalt bidrar til dispersjon av basekationer, organisk materiale og metaller.* Ved å analysere prøver av utløpsvannet fra Risvollan regnbed vil det undersøkes om konsentrasjonene av basekationer, organisk materiale og metaller er signifikant høyere etter tilførsel av NaCl enn bakgrunnsverdiene.
3. *Veisalt kan bidra til å redusere permeabiliteten i filtermediet.* Permeabilitet beregnet fra MPD-forsøk før og etter regnbedet blir eksponert for veisalt vil sammenlignes, for å avgjøre hvorvidt eventuell reduksjon i permeabilitet som følge av NaCl er signifikant.

Kapittel 2

Bakgrunn

I dette kapitlet vil utfordringer knyttet til urbanisering og klimaendringer, trender innen lokal overvannshåndtering, forurensninger i urbant overvann, prinsipper i regnbed, utfordringer med regnbed i kaldt klima og Modified Philip-Dunne infiltrrometer (MPD) presenteres.

2.1 Urbanisering og klimaendring

Urbanisering fører til fortetting av byer, og en økende andel tette flater. Dette fører til at mer vann renner av på overflaten i forhold til hva som infiltreres. Overflateavrenningen er raskere på harde overflater som asfalt og betong enn naturlige overflater, og urbanisering resulterer i at en får større og raskere avrenningstopper enn ved naturlige forhold. Dette gir større belastning på avløpsnettet og kan føre til oversvømmelser (Butler m.fl, 2011).

Nedbør på snødekt frossen mark eller nedbør som sammenfaller med snøsmelting fører ofte til store mengder overflateavrenning. I slike tilfeller er jorda som oftest enten frossen eller vannmettet, noe som fører til at vannet i liten grad infiltrerer ned i bakken, og man får betydelig avrenning også fra permeable og semipermeable flater (Lindholm m.fl., 2008). I tillegg reduseres infiltrasjonskapasiteten i jord med synkende temperaturer (Emerson og Traver, 2008). Store mengder forurensning akkumuleres i snø som blir liggende over vinteren. De løste bestanddelene av denne forurensningen vil forlate snøen med det første smeltevannet, mens hydrofobe substanser ofte blir igjen i snøen til slutten av smeltefasen. Grovere partikler som forurensninger er adsorbent på vil ligge igjen på bakken etter snøen har smeltet bort (Marsalek m.fl, 2003).

Klimaendringer vil også føre til utfordringer når det gjelder urban overvannshåndtering. Ifølge flere klimaforskere kan nedbørsintensiteten øke med 20 til 60

% frem mot 2100, mens årlig nedbørsvolum kan øke med 20 til 30 % i enkelte landsdeler (Lindholm m.fl., 2008). Det er også ventet at havnivået enkelte steder vil stige med 15 til 25 cm innen 2050, og med opptil 70 cm innen år 2100. I tillegg kan stormflonivået øke med mer enn 30 cm mange steder i Norge innen 2050, et nivå som i fremtiden vil kunne inntreffe minst 1% av tiden. Ulike analyser viser at klimaenfringene i enkelte norske byer kan føre til dobbelt så mange bygninger får flomskader sammenlignet med i dag, og at utslipp gjennom overløp kan øke med 50 til 100 % sammenlignet med dagens nivå (Lindholm m.fl., 2008).

2.2 Lokal overvannshåndtering

I det forrige århundre ble overvann i all hovedsak drenert bort fra tettbebygde strøk via leningsnett. Men med økende urbanisering har belastningen på ledningsnett i mange tilfeller vist seg å bli for stor. I de siste tiår har tendensen i urbane strøk pekt mot en mer åpen og naturlig håndtering av urbant overvann enn det som tidligere har vært vanlig. I USA omtales denne endringsprosessen som BMP (*eng.: best management practices*) eller LID (*eng.: low-impact development*), mens det i Storbritannia har fått betegnelsen SUDS (*eng.: Sustainable Urban Drainage Systems*) (Butler m.fl, 2011). I Norge snakker man om lokal overvannshåndtering, LOH, eller lokal overvannsdiskonering, LOD (Lindholm m.fl., 2008).

2.3 Forurensning i urban avrenning i kaldt klima

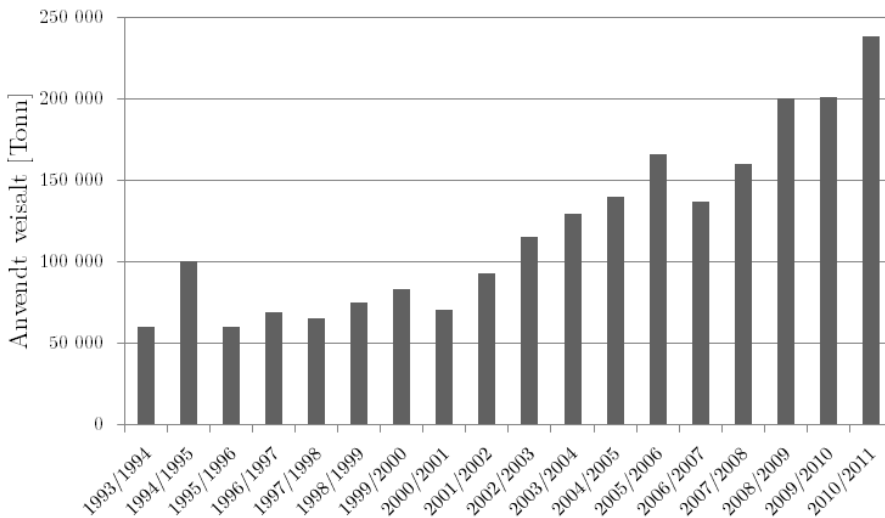
Urbanisering av områder påvirker både mengden avrenning og kvaliteten på avrenningen fra et område. Urbanisering fører til flere forurensningskilder, flere forurensninger og høyere konsentrasjoner og mengder (Ahlman, 2006). Forurensningskildene kan kategoriseres etter arealbruk, slik som grøntarealer, bygninger, veier og parkeringsplasser. Forurensning fra veier utgjør en betydelig del av forurensningen i urban avrenning (Muthanna, 2007). De viktigste forurensningene fra veier er kobber, sink, bly, kadmium, sedimenter, PAH-er (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og veisalt (Muthanna, 2007). Marsalek m.fl. (1999), Viklander (1999) og Hvitved-Jacobsen og Yousef (1991) slo fast at mengde og konsentrasjon av forurensning avhenger av trafikkbelastning (ÅDT - årsdøgntrafikk), vedlikehold, årsvariasjon og arealbruk i nærheten. Tabell 2.1 viser forslag for gjennomsnittlige konsentrasjoner av noen typer forurensninger fra vei.

ÅDT	Pb [$\mu\text{g/L}$]	Zn [$\mu\text{g/L}$]	Cu [$\mu\text{g/L}$]	Cd [$\mu\text{g/L}$]	COD [mg/L]	TSS [mg/L]
0 - 15 000	20	100	35	0,5	40	75
15 - 30 000	25	150	45	0,5	60	100
30 - 60 000	30	250	60	0,5	95	125

Tabell 2.1: Gjennomsnittlig konsentrasjon av noen forurensninger i avrenning fra veier (Lindgren, 2001).

2.3.1 Veisalt

I Norge brukes det hvert år store mengder veisalt for å sørge for akseptabel fremkommelighet og redusere risikoen ved kjøring på vinterføre. På den annen side har også bruk av veisalt en rekke miljømessige konsekvenser, som for eksempel forurensning av grunnvann, mobilisering av metaller, lagdeling og dårlig vertikal miksing i dammer, direkte og indirekte giftige virkninger og redusert biologisk mangfold (Marsalek, 2003). I tillegg til å skade miljøet, fører bruk av veisalt til korrosjonsskader på kjøretøyer og veikonstruksjoner (Amundsen m.fl, 2008). Siden vinteren 1994/1995 har den årlige saltbruken økt med 342 %, og tendensen er økende, med et rekordhøyt bruk av 238 000 tonn vinteren 2010/2011. Utviklingen i årlig anvendt mengde veisalt i Norge er vist i figur 2.1 (Strøm, 2012).



Figur 2.1: Årlig bruk av veisalt på norske veier (Strøm, 2012).

Veisalt består vanligvis av natriumklorid (NaCl). Ved svært lavere temperaturer kan andre salter som kalsiumklorid (CaCl_2) eller magnesiumklorid (MgCl_2)

benyttes. Disse har en lavere eutektisk temperatur, hvilket betyr at de forblir i løsning og tilhørende konsentrasjon ved en lavere temperatur enn NaCl. Bruk av salterstatninger som f.eks. kalsiummagnesiumacetat (CMA) har blitt undersøkt, men ansees som lite effektivt eller for kostbart (Marsalek, 2003). I Norge benyttes NaCl for fjerning av is på vinteren (Amundsen m.fl, 2008). Flere steder, som for eksempel i Trondheim kommune, benyttes også $MgCl_2$ for å binde opp støv og bedre luftkvaliteten når veiene er is- og snøfrie (Trondheim kommune, 2013).

Kim Paus tok i 2010 28 prøver av veinær snø i Trondheim ved fire ulike gater med stor variasjon i ÅDT, Elgeseter gate med 25400, Eidsvolls gate med ÅDT 4900, Otto Nielsens veg med ukjent ÅDT, og Utleirveien med ÅDT 3400. Gjennomsnittlig konsentrasjon av NaCl i snø nær disse veiene ble funnet å være 0,66 g/L, mens 80%-persentilen var 1,01 g/L (Paus, 2010).

Bækken (1994) samlet i løpet av våren 1994 inn prøver fra veikanter ved fem ulike steder i Oslo. Prøvene ble tatt i fire faser med en ukes mellomrom. ÅDT varierte sterkt for de ulike veiene, fra 2000 i Grefsenkollveien til 88000 i Drammensveien. Gjennomsnittlig konsentrasjon av NaCl for disse prøvene var 2,91 g/L, mens 80%-persentilen var på 4,29 g/L. For de tre veiene med lavest ÅDT (Grefsenkollveien med 2000, Neuberggaten med 2500 og Kjelsåsveien med 7000) er gjennomsnittlig saltkonsentrasjon i veinær snø funnet å være 1,46 g/L, mens 80%-persentilen var 2,45 g/L (Bækken, 1994).

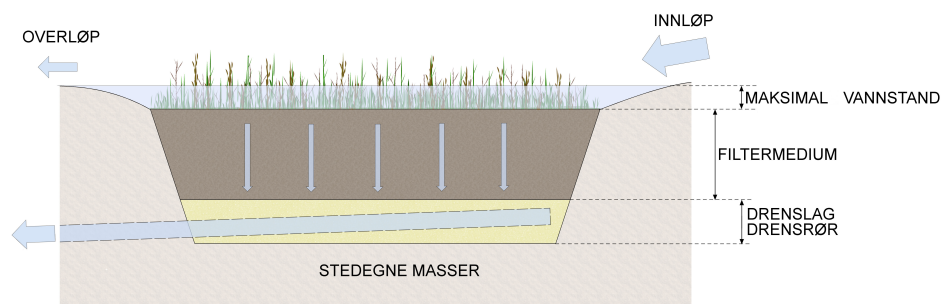
75 - 90 % av veisaltet havner i veikanten som følge av smelting eller spruting fra kjøretøy. Mesteparten av saltet spres over de 10 meterne nærmest veien (Åstebøl m.fl, 1996). NaCl er lettøselig i vann, og infiltrerer ned i grunnen der hvor jorden i veikanten er permeabel. Deretter transporteres både Na- og Cl-ioner nedover mot grunnvannet. Cl er konservativt og deltar ikke i reaksjoner i jorda, mens Na inngår i kjemiske prosesser i jorda (Norrström og Bergstedt, 2000).

2.4 Regnbed

I denne seksjonen vil hydrologiske prinsipper og funksjoner, kvalitative rensprosesser og metoder for å estimere infiltrasjon på overflaten i regnbed presenteres. Det er viktig å forstå disse for å kunne planlegge og forvalte et regnbed for at det skal fungere optimalt.

2.4.1 Hydrologiske prinsipper og funksjoner

Figur 2.2 viser en oversikt over de ulike komponentene og kvantitative og kvalitative prosessene som foregår i et regnbed. Det er viktig at de hydrologiske og hydrauliske prosessene i regnbedet fungerer i tilstrekkelig grad for å oppnå ønskede rens- og fordrøyningseffekter. For å oppnå tilstrekkelig sedimentering er det viktig at overvannet har en viss oppholdstid i regnbedet. Samtidig er det viktig med en viss infiltrasjonskapasitet, både for å hindre at vann går i overløp og for å hindre at det blir stående vann for lenge i regnbedet. Dersom vann blir stående i for lang tid kan vegetasjon i regnbedet drukne, samt at forholdene kan ligge til rette for yngling av mygglarver. Rector m.fl. (2012) anbefaler at stående vann bør være drenert bort innen 72 timer for å unngå problemer med mygg.



Figur 2.2: Oppbygning av og prosesser i et regnbed (Paus og Braskerud, 2013).

Dalen (2012) ga en oversikt over de forskjellige hydrologiske parametrene som forekommer i et regnbed. De av disse som er relevante for denne oppgaven er vist i tabell 2.2.

Hydrologisk parameter	Forklaring
Evapotranspirasjon	Summen av fordamping fra overflater og plantenes transpirasjon.
Hydraulisk konduktivitet	Vannmettet hydraulisk konduktivitet er det volum væske som per tidsenhet beveger seg gjennom en enhet areal av porøst materiale, forutsatt kinematisk viskositet og en gradient lik 1. Måles i cm/time.
Tensjon	Tensjon/kapillært sug synker (blir mer negativ) med synkende vanninnhold og synkende porestørrelse. Tensjon fører til at alt vannet ikke kan dreneres ut av porene i jordmediet. Måles i cm.
Permeabilitet	Mål på jordens infiltrasjonsevne, uavhengig av temperatur og viskositet. Permeabilitet avhenger kun av porenes geometri.
Porøsitet	Andelen hulrom i filtermediet.
Volumetrisk vanninnhold	Volum av vann dividert på volum av jordprøven.
Kornfordeling	Kornfordeling avngir masse av hver kornstørrelse. Ut fra kornfordelingen kan man klassifisere jordarter, som f.eks. siltig sand, sandig grus etc.
Dreneringstid	Tid fra maksimal vannstand i regnbedet til filtermediet er drenert tomt. Anbefalt tid er 2-3 døgn.
Vannstandstimer	Antall timer med sammenhengende vannstand i regnbedet.

Tabell 2.2: Hydrologiske parametre i regnbed (Dalen, 2012).

2.4.2 Infiltrasjon

Permeabilitet er et mål på jordens infiltrasjonsevne, og dermed svært viktig for regnbedets ytelse. Permeabilitet kan estimeres ut fra hydraulisk konduktivitet, og regnes ut som produktet av hydraulisk konduktivitet og vannets viskositet, dividert på vannets tetthet og gravitasjonsakselerasjon, som vist i formel (2.1) (USDA, 2004).

$$p = K * \frac{\mu}{\rho g} \quad (2.1)$$

hvor

- p - permeabilitet [cm^2]
- K - hydraulisk konduktivitet [$\frac{cm}{h}$]
- μ - vannets dynamiske viskositet [$\frac{kg}{m*s}$]
- ρ - vannets massetetthet [$\frac{kg}{m^3}$]
- g - gravitasjonsakselerasjon [$\frac{m}{s^2}$]

Jordens permeabilitet påvirkes også av biologisk aktivitet i regnbedet, som for eksempel planters rotvekst og tunneler som graves av insekter (Dingman, 2002). Dette refereres noen ganger til som biologisk permeabilitet (Davidson m.fl, 2008).

Gjennom kontinuerlig overvåkning av to eksisterende regnbed over flere år, slo Emerson og Traver (2008) fast at sesongvariasjonen i infiltrasjonsevne primært skyldes endringer i vannets viskositet, som følge av temperaturendringer.

Infiltrasjon er avhengig av både porestrukturen i mediet og egenskapene til den gjennomtrengende væsken, i denne sammenhengen vannets massetetthet og vannets viskositet, som begge er temperaturavhengige. Vannets massetetthet endres bare med 1% når temperaturen varierer mellom 0 og 38 °C, og er dermed ubetydelig i de fleste sammenhenger. For de samme temperaturene endres vannets viskositet med 163%, hvilket betyr at det i stor grad er vannets viskositet som påvirker et regnbeds hydrauliske konduktivitet, og dermed infiltrasjonsevne (Emerson og Traver, 2008).

I følge Shainberg et al. (2001) er den nær-mettede hydrauliske konduktiviteten i jord bestemt av volumfraksjonen av porer større enn 30 μm og kontinuiteten av disse. I et jordsmonn med stabile aggregater er den hydrauliske konduktiviteten høy dersom en stor andel av porene er større enn 30 μm . Resultater presentert av Basile et al. (2012) er i tråd med Hagen-Poiseuille-ligningen, som sier at gjennomsnittlig kapillær væskestrøm er en kvadratisk funksjon av poreradius, hvilket betyr at det primært er de større porene som bidrar til å opprettholde hydraulisk konduktivitet.

2.4.3 Metoder for estimering av K_{sat}

Det finnes flere metoder for å estimere hydraulisk konduktivitet, både i felt og i laboratorie. Man skiller mellom infiltrometre, som måler hydraulisk konduktivitet på overflaten av jorda, og permeametre, som måler hydraulisk konduktivitet på ulike dybder i jordprofilen (ASTM, 2010). Valg av metode avhenger av metodens presisjon, utstyrets mobilitet, nødvendig vannvolum, forsøkets varighet, forsøket kompleksitet, kostnad, samt hvor arbeidskrevende det er (Asleson m.fl, 2007). Asleson m.fl. (2007) sammenlignet en dobbeltringinfiltrometer, MPD-infiltrometer, Minidisk-infiltrometer, Guelph permeameter og spenningspermeameter ut i fra de nevnte kriteriene, og fant at MPD var den mest egnede metoden for estimering av hydraulisk konduktivitet. Nestingen (2007) sammenlignet MPD-infiltrometer med dobbeltringinfiltrometer og Minidisk-infiltrometer, og fant at MPD ga mest nøyaktige estimater av hydraulisk konduktivitet, mens dobbeltringinfiltrometer ga mest presise estimater, etterfulgt av MPD. MPD omtales videre i seksjon 2.6, og gjennomføring av MPD-forsøk omtales videre i seksjon 3.3.1.

2.4.4 Rensing av tungmetaller i regnbed

Tidligere forsøk i laboratorium og felt viser at regnbed egner seg svært godt for fjerning av tungmetaller fra overvann. Davis et al. (2003) oppnådde nesten 100 % fjerning av kobber, bly og sink, både med hensyn på konsentrasjon og total masse, i to boksforsøk og forsøk i to eksisterende regnbed. Filtermediet i boksene var klassifisert som sandig silt (*eng.: sandy loam*), under et lag godt omdannet kompost (*eng.: mulch*). I boksforsøkene ble vannføring, varighet av vanntilførsel, pH og konsentrasjon av tungmetaller variert, og tungmetallkonsentrasjon ble målt i de forskjellige lagene av boksene. I alt hadde disse variasjonene lite å si for den totale fjerningen av tungmetaller. Resultater fra de to boksforsøkene indikerer at dybden på filtermaterialet ikke påvirker graden av fjerning av tungmetaller, så lenge det har en viss dybde (Davis m.fl, 2003). I de to feltforsøkene med eksisterende regnbed ble det påvist fjerning over 95 % av både Cu, Pb og Zn i det ene, mens fjerningen av tungmetaller ikke var like stor i det andre regnbedet (43 til 75 % fjerning). Dette kan skyldes at det var forskjell i filtermediets sammensetning og alder og tetthet av beplantningen i de to regnbedene (Davis m.fl, 2003).

2.4.5 Renseprinsipper og -funksjoner

Både Davis et al. (2003) og Glass & Bissouma (2005) slo fast at adsorpsjon i det øvre laget er den viktigste prosessen i regnbedet når det gjelder fjerning av tungmetaller. Prosessene som er ansvarlige for adsorpsjon av metaller fra væskefasen til fast stoff kan deles inn i fire grupper; kationebytting, spesifikk adsorpsjon, medutfelling og kompleksdannelse med organisk materiale (Alloway, 1995).

Kationebytting foregår ved at metaller utveksles med kationer på overflaten av negativt ladde jordpartikler. Kationebytting er en reversibel prosess som kontrolleres av diffusjon. Jord har mye høyere kationebyttingskapasitet (*eng.: cation exchange capacity* - CEC) enn anionebyttingskapasitet, som følge av mange negative ladninger på kolloidens overflate. Disse negative ladningene har en permanent del, uavhengig av pH, og en pH-avhengig del på randen av leirmineraler, humuspolymerer og oksider. Den pH-avhengige delen av CEC er normalt høyest rundt nøytral til litt alkalisk pH (Alloway, 1995).

Spesifikk adsorpsjon er en prosess hvor metallkationer adsorberes på overflaten av ligander ved kovalente bindinger, og resulterer i gitterformede ioner. Tungmetaller blir i mye større grad bundet til jord ved spesifikk adsorpsjon enn ved kationebytting, til tross for at spesifikk adsorpsjon er veldig pH-avhengig. Spesifikk adsorpsjon er også svært avhengig av likevektskonstanten (pK) til reaksjonen $M^{2+}H_2O \rightleftharpoons MOH^+ + H^+$, hvor M^+ er metallkation, og øker med synkende pK (Alloway, 1995).

Medutfelling skjer når metaller felles ut simultant med andre elementer. I tillegg kan substitusjon av Ca^{2+} -ioner med Cd^{2+} -ioner forekomme når kalsitt kommer i kontakt med kadmiumholdige løsninger (Alloway, 1995).

Tungmetaller kan også adsorberes av humussyrer og danne chelatkomplekser med varierende grad av løselighet (Alloway, 1995). Tidligere funn viser at det totale Cu-innholdet i jord i stor grad samsvarer med totalt løselig Cu-innhold. For Zn og Cd var det også samsvar mellom løst og totalt metallinnhold, men disse var også avhengige av pH i større grad enn løselig Cu. Zn og Cd pleier ikke i å danne komplekser med løselige organiske stoffer, da løseligheten til Zn og Cd minker med en økning i jordens pH (McBride m.fl, 1997).

2.5 Utfordringer med regnbed i kaldt klima

2.5.1 Kaldt klima

I litteraturen opereres det med flere ulike definisjoner av hva kaldt klima er. En definisjon av en region med kaldt klima er at området har en gjennomsnittlig temperatur under 1 °C minst en måned i året (Smith, 1996). Ifølge Köppenklassifisering av klimasoner er det kaldt klima hvor man har minst tre måneder med temperaturer over 10 °C, mens den kaldeste måneden har en gjennomsnittstemperatur under -3 °C (Peel m.fl, 2007). I følge denne klassifiseringen ligger 24,6 % av verdens landarealer i områder med kaldt klima. UNESCO definerte en region som kaldt klima-region dersom gjennomsnittlig temperatur om vinteren historisk sett ligger under 0 °C (UNESCO, 2000). I følge flere definisjoner har man kaldt klima i de nordlige områdene Skandinavia, Nord-Europa, de baltiske statene, store deler av tidligere Sovjet, Sibir, nordlige deler av Kina og Japan, Alaska, Canada, nordlige deler av USA, Grønland og Island. I tillegg anser man

at en har kaldt klima i høytliggende områder som Alpene, Himalaya, Kaukasus og Andesfjellene (Westerlund, 2007).

2.5.2 utfordringer i kaldt klima

Ved hjelp av spørreundersøkelser utført blant en rekke rådgivende ingeniører og ansatte ved lokale og statlige myndigheter i USA, avdekket Caraco og Claytor (1997) en rekke utfordringer relatert til utforminger av BMP-er for overvannshåndtering i kaldt klima. I denne rapporten ble BMP brukt om flere forskjellige løsninger for håndtering av overvann, deriblant våtmarker, dammer, vadier og regnbed.

Klimatiske forhold som fører til utfordringer med regnbed kan være lave temperaturer som fører til isdekke over regnbedet, frost i grunnen som reduserer infiltrasjonskapasiteten, kort vekstsesong som gir vegetasjonen kort tid til å etablere seg, smelting av snø som fører til høy avrenning, høy belastning av forurensninger og problemer relatert til veisalt og andre avisningstiltak (Caraco og Claytor, 1997).

2.5.3 Frost

Gjenfrysning av filtermediet er en betydelig utfordring for regnbed i kaldt klima. Infiltrasjonskapasiteten kan reduseres flere størrelsesordener når filtermediet fryser på vinterhalvåret. Infiltrasjonskapasiteten er mer avhengig av hvordan jorden fryser, enn hvor dypt frosten setter seg (LeFevre m.fl, 2009). Avhengig av jordens metningsgrad kan det dannes tre ulike typer frost i jorda; porøs frost, granulær frost og betongfrost. Betongfrost oppstår når vannmettet jord fryser, og gjør jorden tilnærmet impermeabel. Granulær frost oppstår når umettet jord fryser, og gjør jorden mer permeabel. Ofte kan infiltrasjonsevnen i jord med granulær frost overgå i infiltrasjonsevnen til frostfri jord (Stoecker og Weitzman, 1960, sitert av Muthanna, 2007). Porøs frost oppstår når vanninnholdet i jorden ligger et sted i mellomskiktet mellom mettet og umettet jord (Muthanna, 2007). Infiltrasjonsevnen i jord med porøs frost kan være svært god (LeFevre m.fl, 2009).

2.5.4 Veisalt

Både infiltrasjonskapasiteten og filtermediets evne til å fange opp forurensninger avhenger av jordstrukturen. Eksponering for veisalt kan påvirke jordstrukturen og medføre en reduksjon i filtermediets infiltrasjonskapasitet, samt føre til mobilisering av tungmetaller og andre forurensninger (Amrhein m.fl, 1993). Veisalt kan påvirke veinær jord opp til 10 meter fra veibanen, og innvirkningen er omvendt proporsjonal med avstand til veikanten (Bäckström m.fl, 2004).

Weisalt er sterkt løselig i vann, og det tilføres jorden som Na^+ -ioner og Cl^- -ioner. Klorid fra veisalt inngår ikke i kjemiske prosesser i jorda, og transporteres derfor fritt gjennom jordsmonnet (Norrström og Bergstedt, 2000). Tilførsel endrer det opprinnelige forholdet mellom natrium og basekationene Ca, Mg og K i jorden. Ionebytteprosesser i jorda foregår ved at natriumioner erstatter kalsium-, magnesium- og kaliumioner. Bindinger mellom organisk materiale og kationer i jorden øker jordaggregaters fysiske motstandsevne mot dispersjon og opprettholder stabile jordaggregater (Tajik m.fl, 2003). Men høye konsentrasjoner av Na i jorden kan resultere i dispersjon av jordaggregater (Norrström og Jacks, 1998).

Hvorvidt kolloidal dispersjon vil inntreffe i jorda, avhenger av salinitet og elektrisk konduktivitet (Tajik m.fl, 2003). I vitenskapelig litteratur er to forskjellige kriterier anerkjent som indikatorer for salinitet. Disse er (i) SAR (*eng.: Sodium adsorption ratio*) og (ii) ESP (*eng.: Exchangeable sodium percentage*). Disse uttrykker henholdsvis (i) forholdet mellom natriumkonsentrasjon og total konsentrasjon av kalsium og magnesium, og (ii) forholdet mellom utskiftbart natrium og jordas CEC (kationebyttekapasitet) (Seilsepour m.fl, 2009).

SAR i jorda er gitt ved (Krenkel og Novotny, 1980):

$$SAR = \frac{[Na^+]}{\sqrt{\frac{1}{2}([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]})}} \quad (2.2)$$

hvor kationene er uttrykt som miliekvivalent/liter [meq/L].

ESP er gitt ved (Seilsepour m.fl, 2009):

$$ESP = \frac{[Na^+]}{CEC} * 100 \quad (2.3)$$

Forholdet mellom SAR og ESP er lineært, og kan uttrykkes som $ESP = 1,95 + 1,03 * SAR$ med $R^2=0,92$ (Seilsepour m.fl, 2009).

Destabilisering av aggregater i jordsmonnet med påfølgende kolloidal dispersjon kan forekomme når SAR i jorda har en verdi mellom 3 og 15 (Kakuturu og Clark, 2012), eller når $ESP > 15\%$ (Marshall og Holmes, 1988, sitert av Norrström og Jacks, 1998). Forsøk har dog vist at jordaggregatene kan holdes stabile selv i jord med høye natriumkonsentrasjoner, gitt at den elektriske konduktiviteten er tilstrekkelig høy. Tajik m.fl. (2003) gjorde forsøk hvor de byttet på å variere EK (500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ og 4 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) og SAR (0, 5 og 15), og viste at økning i SAR reduserte jordaggregatenes stabilitet og stimulerte dispersjon av kolloider. Ved stabil SAR ble det vist at vann med høy EK førte til mindre dispersjon.

Elektrisk konduktivitet i veinær snø hvor det ikke ble brukt veisalt har blitt funnet å ligge i området 120 til 610 $\mu\text{S}/\text{cm}$ med et gjennomsnitt på 265 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Westerlund m.fl, 2007). I jord nær veier hvor veisalt brukes er det funnet verier for EK opp mot 3500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Zima, 2012).

Amrhein m.fl. (1992), Norrström og Jacks (1998) og Norrström (2005) fant at kolloidal dispersjon fører til mobilisering av både jernoksider og organisk materiale i filtermediet. Dette medfører at metaller bundet til disse også vil kunne mobiliseres. Kloridioner fra veisalt vil også kunne danne komplekser med tilbakeholdt Cd og Zn i filtermediet og medføre mobilisering av disse (Bäckström m.fl, 2004). Norrström og Jacks (1998) påviste mobilisering av metaller (Cd, Pb, Cu og Zn) nedover i jordsmonnet i veinær jord. Dette samsvarte med tilstrekkelig høye ESP-verdier (10 - 27 %), og målinger viste at metallene var blitt mobilisert som følge av partikkeltransport. Kakuturu og Clark (2012) påviste mobilisering av Zn fra jordsmonn med og uten tilsatt kompost. Bäckström m.fl. (2004) konkluderte med at tungmetallkonsentrasjoner i jordsmonn klart var sammenfallende med bruk av veisalt, da verdiene samsvarte med elektrisk konduktivitet og kloridkonsentrasjoner. De viktigste mobiliseringsmekanismene ble funnet å være ionebytting, pH-reduksjon, kompleksdannelse med klorid og kolloidal dispersjon (Bäckström m.fl, 2004).

Akkumulering av Na-ioner i jordsmonnet påvirker de fysiske egenskapene til jorden, inkludert strukturell stabilitet, hydraulisk konduktivitet og infiltrasjonskapasitet (Jordán m.fl, 2004). Basile m.fl. (2012) gjennomførte forsøk med saltholdig og demineralisert vann, og fant at saltholdig vann endret jordsmonnets fysiske egenskaper. Det saltholdige vannet senket jordens stabilitet, reduserte nær-mettet hydraulisk konduktivitet, og reduserte porøsiteten over hele spekteret av porestørrelser. Dette indikerte klart forringelse av strukturen i jordsmonnet på grunn av NaCl (Basile m.fl, 2012).

Konsekvensene av dispersjon av løste og ustabile jordaggregater avhenger av kornfordelingen i jorden. Dersom jorden er velgradert og har en lav effektiv kornstørrelse (d_{10}) vil jordaggregatene fanges i filtermediet. Det vil kunne føre til en gjentetting av filtermediet, noe som vil redusere permeabiliteten og infiltrasjons- evnen til regnbedet. Dersom kornfordelingen er grovere vil jordaggregatene kunne tapes permanent fra jorden. Dette vil føre til et tap av organisk materiale fra filtermediet, hvilket reduserer jordens fertilitet og filtermediets evne til å holde på forurensninger. Basekationene Ca, Mg og K er alle viktige næringsstoffer for planter, og en utvasking av disse vil redusere jordens fertilitet. K er det viktigste basekationet for planter, etterfulgt av Mg og Ca (Jakovlevjic m.fl, 2003).

Kakuturu og Clark (2012) gjennomførte boksforsøk på jord med og uten tilsatt kompost. Filtermediet hadde en dybde på ca. 10 cm, og ble utsatt for en konstant strøm vann med en saltkonsentrasjon på 150 mg/L. Resultatene viste at infiltrasjonskapasiteten i det kompostholdige filtermediet sank med omtrent en størrelsesorden da den akkumulerte saltbelastningen nådde ca $4 \frac{kg}{m^2}$. Jorden uten tilsatt kompost ble utsatt for en akkumulert saltbelastning på $6 \frac{kg}{m^2}$ uten at infiltrasjonsraten viste tegn til reduksjon.

I forbindelse med snøsmelting i kaldt klima vil tilførsel av smeltevann med veisalt til et veinært regnbed altså kunne føre til en destabilisering av jordaggregater og en påfølgende endring av jordstrukturen. Dette kan mobilisere partikler fra fil-

termediet, og metaller bundet til disse partiklene vil kunne vaskes ut av regnbedet. Samtidig kan endringene i jordstrukturen føre til gjentetting av filtermediet, hvilket vil redusere regnbedets infiltrasjonskapasitet. Veisalt kan altså påvirke regnbedets kvantitative og kvalitative ytelse.

2.6 Modified Philip-Dunne infitrometer

Modified Philip-Dunne infitrometer (MPD) ble utviklet ved University of Minnesota, og er et instrument for bestemmelse av infiltrasjonskapasitet (mettet hydraulisk konduktivitet, K_{sat}) i felt. MPD er en modifikasjon av Philips analyse av Philip-Dunne-permeameter (Philip, 1993). Metoden er enkel og billig å gjennomføre, krever lite tid og utstyr, og gir nøyaktige estimater. Dette gjør den til en godt egnet metode for infiltrasjonsmålinger i regnbed. Infitrometret i seg selv er en enkel konstruksjon bestående av en kolonne med indre diameter på ca 10 cm og høyde på ca 50 cm. Avlesning av vannhøyde gjøres ved hjelp av et målebånd som er limt på utsiden av kolonnen. For en mer detaljert utredning vedrørende bakgrunn, prinsipper, bruk og validering av MPD henvises det til Nestingen (2007).

På grunn av lokale variasjoner i K_{sat} er det viktig å utføre flere målinger med MPD for å estimere korrekt infiltrasjon. Målingene beregner K_{sat} kun for de øvre 50 cm av jorden, og kan derfor ikke si noe om begrensende forhold dypere i jorden (Gulliver m.fl., 2010).

Kapittel 3

Metode

I dette kapitlet vil fremgangsmåten i de syv delmålene fra oppgaveteksten og benyttede beregningsmetoder presenteres.

3.1 Litteratursøk

Litteratursøk ble i stor grad utført via ved bruk av søkemotorene Web of Knowledge, Google Scholar og NTNUs BIBSYS Ask. Søkekriteriene var ulike kombinasjoner av nøkkelord som *bioretention*, *rain garden*, *SUDS*, *road salt*, *infiltration*, *permeability*, *NaCl*, *tracer study*. Utover dette har veiledere bistått med mye relevant litteratur.

3.2 Risvollan regnbed

Risvollan regnbed er det største regnbedet i Norge. Det er lokalisert i et boligområde på Risvollan, 117 meter over havet, ca 4 km sørøst for sentrum av Trondheim, og ca 800 meter fra Risvollan Urbanhydrologiske Stasjon. Regnbedet har et overflateareal på 27 m². Ved maksimal vannstand har vannflaten et areal på 40 m².

Risvollan regnbed består av et filtermedium av sandig matjord med 25 volumprosent kompost, en vanntett PE-membran, vegetasjon med 12 ulike plantearter på overflaten, to drenerør i bunnen og tre skarpkantede V-overløp. Regnbedet er også utstyrt med en rekke sensorer som registrerer trykk, jordtemperatur, lufttemperatur og jordfuktighet, i tillegg til en logger og utstyr som overfører registrert data til NVE.

I denne seksjonen vil forhold som klima, hydrologi, geometri, filtersammensetning og instrumentering ved Risvolla regnbed presenteres, i tillegg til tidligere funn vedrørende regnbedets infiltrasjonsevne.

3.2.1 Klima

Årlig nedbørsmengde i Trondheim siste normalperiode (1961-1990) er 855 mm, og gjennomsnittlig årstemperatur er 4,8 °C, hvor januar er den kaldeste måneden (-3,0 °C). Det betyr at Trondheim i følge alle definisjonene i 2.5.1 har kaldt klima. Temperaturen i Trondheim varierer ofte mellom pluss- og minusgrader på vinterhalvåret, noe som tidvis fører til mye overflateavrenning og alvorlige oversvømmelser (Thorolfsson, 2007).

Nyere data fra Risvolla urbanhydrologiske målestasjon viser noe andre tall, med en årlig nedbørsmengde på 985 mm, hvorav 30 - 40 % faller som snø. Årlig gjennomsnittstemperatur er 5,1 °C, og den kaldeste måneden er februar, med -1,8 °C (Thorolfsson, 2007).

Data fra Risvolla urbanhydrologiske stasjon og Voll målestasjon (juni - august 2012) for perioden april 2012 til mars 2013 viser en total nedbørsmengde på 781 mm og gjennomsnittlig årlig temperatur på 3,7 °C. Den kaldeste måneden var desember, da snittemperaturen lå på -7,2 °C. Det siste året har altså vært kaldere og tørrere enn normalperioden 1961 - 1990 og perioden 1988 - 2002. Månedsverdier for nedbør og gjennomsnittlig temperatur for de tre ulike periodene er vist i tabell 3.1.

I løpet av høsten 2012 frøs både filtermediet i regnbedet og vannet i dreinsboksen før regnbedet drenerte, noe som resulterte i betongfrost over hele regnbedet. Regnbedet var i løpet av vinteren dekt av et islag på ca 20 cm. Dette isdekket ble liggende på regnbedet frem til midten av april 2013, da det smeltet i løpet av en mildværsperiode på en uke. Filtermediet ble frostfritt tidlig i mai.

1961 - 1990													
	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sept	Okt	Nov	Des	Året
Temp. [°C]	-3,0	-2,5	0,0	3,0	9,0	12,0	13,0	12,5	9,0	5,5	0,5	-2,0	4,8
Nedbør [mm]	60	50	50	45	50	65	90	85	110	100	70	80	855

Juli 1988 - juni 2002													
	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sept	Okt	Nov	Des	Året
Temp. [°C]	-1,3	-1,8	0,3	4,0	8,2	11,8	13,9	13,2	9,5	4,8	0,7	-1,6	5,1
Nedbør [mm]	79	101,3	94,5	48,6	62,6	80,6	83,3	90,3	86,2	90,8	80	88	985,2

April 2012 - mars 2013													
	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sept	Okt	Nov	Des	Året
Temp. [°C]	-4,7	-3,8	-3,0	3,2	8,7	11,0	13,3	13,3	8,4	3,5	2	-7,1	3,7
Nedbør [mm]	37,2	50,1	73,1	62,9	46,3	77,2	81,6	56,2	99,7	115,6	37,9	42,8	780,9

Tabell 3.1: Gjennomsnittlig temperatur og nedbørmengde for normalperioden 1961 - 1990 i Trondheim, perioden 1988 - 2002 og april 2012 - mars 2013.

3.2.2 Hydrologi

Vann føres inn i regnbedet fra nedbørsfeltet via en vadi (gresskledd forsenkning, *eng.: swale*). Vannet som ledes inn i regnbedet fordampes fra overflaten, tas opp av planter, eller filtreres ned gjennom filtermediet til drenerør. Dersom det står mer enn 16 cm vann i regnbedet, vil vann også gå i overløp. Ved hjelp av trykksensorene og V-overløpene beregnes vannføringen i innløp, drenerutløp og overløp. Den vanntette membranen i bunnen sørger for at vann ikke siver inn fra de omkringliggende leirmassene, hvilket betyr at man har god kontroll på vannbalansen i regnbedet (Dalen, 2012). Vannbalansen i regnbedet er vist i formel (3.1):

$$Q_{innløp} + P_{regnbed} = Q_{drenerør} + Q_{overløp} + E + \Delta S \quad (3.1)$$

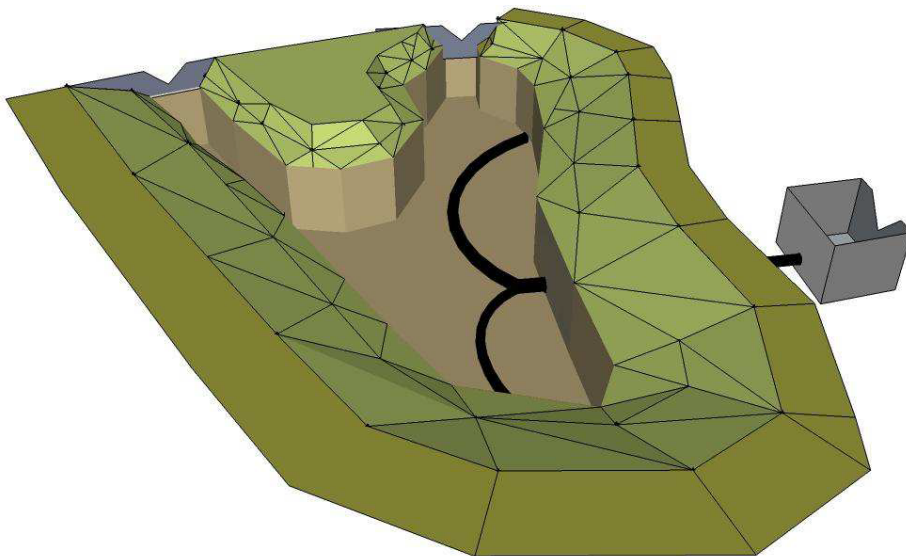
hvor

$Q_{innløp}$	- Vannføring inn i regnbed via innløp
$P_{regnbed}$	- Nedbør som faller direkte på regnbedet
$Q_{drenerør}$	- Vannføring ut av regnbedet via drenerør
$Q_{overløp}$	- Vannføring ut av regnbedet via overløp
E	- Evapotranspirasjon
ΔS	- Endring i vannmengde lagret i regnbedet

Figur 3.1 og figur 3.2 viser regnbedet i drift og dets oppbygning, med V-overløpene som leder vann inn (venstre) og ut (høyre) av regnbedet. Vannet som infiltreres ned gjennom filtermediet dreneres bort gjennom to drenerør i bunnen, og ut gjennom en overløpsboks med et V-overløp, som vist i figur 3.2.



Figur 3.1: Risvollan regnbed i drift under forsøkene.



Figur 3.2: 3D-skisse av Risvollan regnbed uten vegetasjon og filtermediet (Dalen, 2012).

3.2.3 Geometri

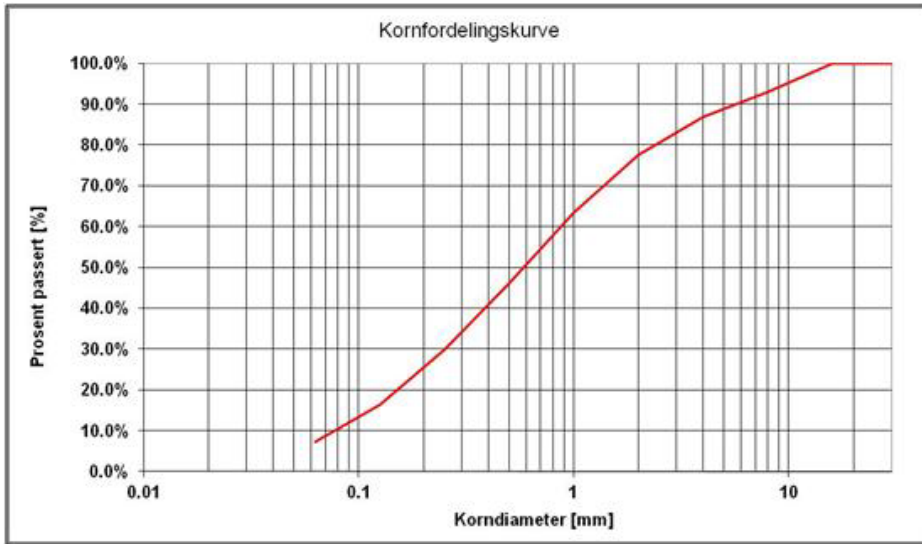
De geometriske forholdene ved Risvollan regnbed ble kartlagt av Dalen (2011), og er gjengitt i tabell 3.2. Arealene ble funnet med GPS-målinger, mens tilgjengelig volum for lagring av vann ble funnet gjennom feltforsøk og målinger. De 13 m^3 tilgjengelig for lagring av vann tilsvarer 1,5 mm avrenning fra hele nedbørsfeltet, eller 12 mm avrenning fra nedbørsfeltets impermeable flater (Dalen, 2011). Med hensyn på overflateareal utgjør regnbedet 0,48 % av det totale nedbørsfeltet, og 3,7 % av arealet til de impermeable overflatene i nedbørsfeltet. For en mer detaljert beskrivelse av Risvollan regnbed henvises det til Dalen (2012).

	Membran bunn	Regnbed bunn	Topp vannstand
Areal	34,3 m ²	27 m ²	39,8 m ²
Høyde over havet	116,45 m	117,20 m	117,36 m
	Filtermediet	Overflate	Totalt
Volum for vannlagring	5,2 m ³	7,8 m ³	13,0 m ³
	Asfalt	Gress	Totalt
Nedbørsfeltets areal	1091 m ² (13%)	7252 m ² (87%)	8343 m ²

Tabell 3.2: Geometriske forhold ved Risvollan regnbed (Dalen, 2012).

3.2.4 Filtersammensetning

En sikteanalyse utført av Dalen (2011) viser at jordmaterialet i Risvollan regnbed klassifiseres som siltig sand i henhold til Clapp og Horneberger (1978) sin definisjon. Kornfordelingskurve er vist i figur 3.3. Kornfordelingskurven viser at $d_{60} = 0,9 \text{ mm}$ og $d_{10} = 0,07 \text{ mm}$ ved Risvollan regnbed. Graderingstallet $C_u = d_{60}/d_{10}$ er 12,8, og Statens vegvesen klassifiserer da jorden som middels gradert (Statens vegvesen, 2005). I følge NVE består filtermediet i Risvollan regnbed av 3% leir, 21% silt og 75% sand, hvorav 4% er organisk materiale (Braskerud m.fl, 2013).



Figur 3.3: Kornfordeling i filtermediet i Risvollan regnbed (Dalen, 2011).

3.2.5 Instrumentering

På grunn av PE-membranen rundt regnbedet forekommer ikke utveksling av vann mellom filtermediet og de omkringliggende massene. Man har derfor kontroll på vannbalansen ved hjelp av trykksensorene og de tre V-overløpene. Vannføringen i overløpene blir regnet ut med overløpsformelen fra Norsk Standard (2005):

$$Q = \frac{8}{15} * \mu * \tan \frac{\phi}{2} * \sqrt{2g} * h^{\frac{5}{2}} \quad (3.2)$$

hvor

- Q - vannføring [$\frac{m^3}{s}$]
- μ - overløpskoeffisient basert på vinkelåpning, vannhøyde og bredde på kanalen foran V-overløpet [-]
- ϕ - V-overløpets vinkelåpning [$^{\circ}$]
- g - gravitasjonskonstanten [$\frac{m}{s^2}$]
- h - effektiv vannhøyde oppstrøms V-overløpet [m]

Tabell 3.3 viser en oversikt over typer og antall instrumenter plassert i regnbedet på Risvollan. Nedbørsdata hentes fra målestasjonen på Risvollan Urbanhydrologiske feltlaboratorium, 800 meter nordvest for Risvollan regnbed.

Instrument	Produsent
3 trykksensorer	AquiStar SDI-12 Pressure & temperature
2 jordtemperaturmålere	Pt 100 4 leder (dybde 5 cm og 50 cm)
1 lufttemperaturmåler	Ukjent produsent
1 jordfuktighetsmåler	Vegetronix VH400 Soil Moisture Sensor Probes (dybde 5 cm)
Dataoverføring	Mobiltelefonoverføring til NVEs database Hydra 2 to ganger daglig
Datalogger	Sutron 9210 Xlite
Korttidsnedbør	Lambrechtmåler ved Risvolla målestasjon

Tabell 3.3: Oversikt over måleinstrumenter ved Risvolla regnbed (Dalen, 2012).

Opprinnelig var det også installert en jordfuktighetsmåler 50 cm ned i filtermediet, men denne er nå ute av drift.

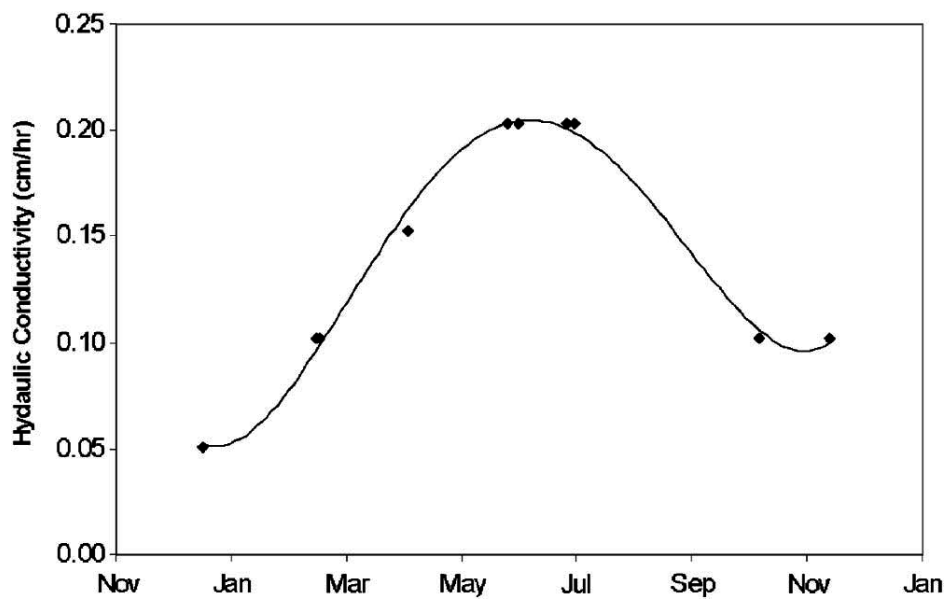
3.2.6 Infiltrasjon

MPD-forsøk utført av Dalen høsten 2011 viser at mettet hydraulisk konduktivitet i overflaten på Risvolla regnbed varierte mellom 0,0 og 35,0 cm/t. Det ble konkludert med at temperaturen i vannet tilsynelatende ikke er en kritisk faktor for infiltrasjonsevnen, men at vanninnhold og temperatur i filtermediet bør undersøkes videre med hensyn på påvirkning av infiltrasjonsevne (Dalen, 2012). Dalen gjennomførte også kolonneforsøk i laboratoriet. Vannet infiltrerte gjennom filtermediet ovenfra, og K_{sat} ble beregnet med Green-Ampts ligning (Dalen, 2012). Tabell 3.4 viser vannmettet hydraulisk konduktivitet i Risvolla regnbed etter MPD-forsøk og laboratorieforsøk.

	K_{sat} [cm/time]	
	Geometrisk middel fra MPD (aug-nov)	Laboratorieforsøk
Gjennomsnitt	1,4	2,0
Standardavvik	7,9	0,3

Tabell 3.4: Tidligere beregninger av vannmettet hydraulisk konduktivitet ved Risvolla regnbed (Dalen, 2012).

Forsøk utført på Risvolla regnbed av Dalen (2012) viser at infiltrasjonskapasiteten i Risvolla regnbed varierer over året, med høyest infiltrasjon i de varmeste månedene. Dette stemmer godt overens med tidligere funn, som vist i figur 3.4.



Figur 3.4: Sesongvariasjon i infiltrasjonsevne (Braga m.fl, 2007).

3.3 Feltforsøk

Forsøkene på Risvollan regnbed ble gjennomført i to sekvenser. Feltforsøk 1 til 4 inkluderer MPD-forsøk A, syntetisk fylling av regnbedet, tracerforsøk med salt og syntetisk fylling og utvasking av salt, og ble gjennomført i perioden 6. til 8. mai 2013. Feltforsøk 5, MPD-B, ble gjennomført 14. mai 2013. Under feltforsøk 5 falt det noe nedbør mens MPD-kolonnene infiltrerte. Nedbøren ble ikke registrert av nedbørsmålerne på Risvollan Urbanhydrologiske Stasjon, og ga heller ikke utslag på jordfuktsensoren i regnbedet. Det er derfor rimelig å anta at den kan neglisjeres og ikke har påvirket resultatene av feltforsøk 5.

Figur 3.5 viser Risvollan regnbed under feltforsøkene. Til høyre ser man tankene hvor veisalt ble løst opp i vann. Til venstre vises drensboxen og prøvetakeren.



Figur 3.5: Risvollan regnbed under feltforsøkene mellom 6. og 8. mai.

I denne seksjonen vil gjennomføringen av feltforsøk 1 til 5 ved Risvollan regnbed presenteres.

3.3.1 Feltforsøk 1 og 5: MPD-forsøk A og B

Målinger med Modified Philip-Dunne infiltrometer ble gjennomført før og etter den kunstige fyllingen av regnbedet, som beskrives i 3.3.2. Figur 3.6 viser gjennomføring av MPD-forsøk ved Risvollan regnbed. Hensikten med MPD-forsøkene var å undersøke hvorvidt MPD er en egnet metode for estimering av permeabilitet i regnbed, og om NaCl bidrar til reduksjon i permeabilitet.



Figur 3.6: MPD-forsøk for måling av infiltrasjon i Risvollan regnbed.

MPD-forsøk ble gjennomført før og etter den syntetiske fyllingen av regnbedet, for å avdekke hvorvidt tilførsel av saltholdig vann til regnbedet påvirket permeabiliteten. MPD-forsøk A og B ble utført ved de samme 16 lokalitetene i regnbedet. Forsøkene ble utført etter fremgangsmåten angitt av Braskerud m.fl. (2013): MPD-kolonnene ble plassert loddrett 5 cm ned i jorden før de ble fylt opp med vann til ca 43 cm over jorden. Deretter ble vannstanden lest av med jevne mellomrom frem til kolonnen var tom for vann. Braskerud m.fl. (2013) anbefaler å ta minst 5 til 10 målinger for hver kolonne. Under dette forsøket ble vannstanden for de fleste kolonnene lest av mer enn 10 ganger. Da alt vannet hadde infiltrert var jorden vannmettet, og infiltrometeret ble fjernet. Da MPD-forsøk A ble gjennomført ble det også tatt en blandprøve av jord fra de ulike MPD-lokasjonene. Denne ble lagret i en lufttett pose og senere analysert for volumetrisk vanninnhold. Ettersom regnbedet har en fuktighetssensor installert, ble én blandprøve analysert fremfor å gjennomføre analyse av jordprøver fra hver av de 16 MPD-lokasjonene.

Høsten 2011 og våren 2012 gjennomførte Dalen totalt 65 MPD-målinger ved Risvollan regnbed. Aritmetisk gjennomsnittlig K_{sat} for målingene var 4,6 cm/time, mens geometrisk gjennomsnittlig K_{sat} var 1,4 cm/time. Variansområdet gikk fra 0 til 35 cm/time, og standardavviket var på 5,7 cm/time.

3.3.2 Feltforsøk 2, 3 og 4: Kunstig fylling

Etter de første MPD-forsøkene ble det utført tre runder med kunstig fylling av regnbedet. I første runde ble det tilsatt rent vann for å finne observert perme-

abilitet. Denne ble sammenlignet med estimert permeabilitet fra de første MPD-forsøkene for å undersøke hvorvidt MPD-forsøk er en velegnet metode for å estimere p i regnbed, i henhold til hypotese 1. Regnbedet ble så tilsatt én puls med saltholdig vann, før det igjen ble fylt opp med rent vann. Dette for å undersøke om NaCl bidrar til dispersjon av basekationer, organisk materiale og metaller i regnbedet, og for å se om NaCl påvirker p i regnbedet, i henhold til hypotese 2 og 3.

Den kunstige fyllingen av regnbed ble utført ved hjelp av to hageslanger tilkoblet boliger i nærheten av regnbedet. Innløpshydrografen viser at disse til sammen sørget for en vanntilførsel på ca 28 L/min. Sammen med den estimerte hydrauliske konduktiviteten fra de første MPD-forsøkene og regnbedets magasineringsdybde (16 cm) ble denne tilførselen brukt for å estimere hvor lang tid den syntetiske fyllingen av regnbedet ville ta.

Under forsøkene beskrevet i seksjon 3.3.2.1, 3.3.2.2 og 3.3.2.3 ble konduktivitet og temperatur målt i innløp og utløp, med to håndholdte konduktivitetsmålere av typen *SevenGo Conductivity meter SG3* og *pHenomenal PC5000H*. Prøver av det infiltrerte vannet ble tatt fra en bøtte som ble plassert i dreinsboksen nedstrøms regnbedet. Bøtta hadde et volum på 10 liter, og ble brukt for å oppnå mer representative prøver enn man ville ha oppnådd ved å ta prøver direkte fra dreinsboksen, som har et volum på nesten 300 liter. Under forsøksperioden varierte vannføringen i dreinsutløpet mellom 2,0 og 7,7 L/min. Vannets oppholdstid i bøtta varierte derfor mellom 1,5 og 5 minutter under forsøket. Det var ingen tegn til sedimentering i bøtta, og det er god grunn til å anta at prøvene til enhver tid representerte kvaliteten på utløpsvannet godt.



Figur 3.7: Prøver av utløpsvannet ble tatt fra en bøtte i dreinsboksen.

Prøver på 800 mL ble tatt med en automatisk prøvetaker av typen *ISCO 3710 Portable Sampler*. Frem til tilførsel av saltvann ble det tatt prøver med 2 timers mellomrom for å kartlegge regnbedets bakgrunnsverdier. Etter tilførsel av veisalt til regnbedet ble det tatt vannprøver hvert 30. minutt. Prøvene ble så analysert for elektrisk konduktivitet, basekationer, TS, OM, TOC og metaller for å se hvorvidt NaCl destabiliserte jordagregater og mobiliserte materiale fra regnbedet. Prøvetakeren og dens plassering er vist i figur 3.8.



Figur 3.8: Det ble benyttet an automatisk prøvetaker til å ta prøver av utløpsvannet.

3.3.2.1 Feltforsøk 2: Rent vann og kalibrering av overløp

Mens regnbedet ble fylt opp ble innløpet kalibrert ved hjelp av en trekant vinkel og vater, som vist i figur 3.9 (Braskerud m.fl, 2013). Tidspunkt og avlest vannstand oppstrøms innløpet ble notert og brukt til å kontrollere målingene fra trykksensorene oppstrøms overløpet. Da vannstanden i regnbedet oversteg 16 cm og vann gikk i overløp, ble også overløpet kalibrert på tilsvarende måte. Deretter ble vanntilførselen stengt, og vannet infiltrerte ned i regnbedet. Hydraulisk konduktivitet i regnbedet ble estimert ut fra de loggede verdiene for vannstandsendingen etter at vann ikke lenger gikk i overløp. Basert på jordtemperaturen ble observert permeabilitet, $p_{OBS,A}$, beregnet. Denne ble sammenlignet med $p_{MPD,A}$ for å undersøke om MPD er en godt egnet metode for beregning av p .



Figur 3.9: Kalibrering av innløp.

3.3.2.2 Feltforsøk 3: Tracerforsøk med veisalt

Veisalt ble hentet fra Trondheim kommunes deponi på Valøya i Trondheim. Analyse utført ved Institutt for kjemi viste at veisaltet bestod av 98 vektprosent NaCl.

Veisalt ble løst i vann i to plasttanker à 1 m³. Det stående vannet fra 3.3.2.1 infiltrerte over natten. Derfor ble jorden vannmettet på nytt den 7. mai, før saltholdige vann ble tilsatt regnbedet med en vannføring på ca 30 L/s. Det ble totalt tilsatt 4 m³ vann med en konsentrasjon av veisalt på 1 g/L. Dette tilsvarer litt over halvparten av regnbedets overflatelagringsvolum på 7,8 m³, og teoretisk sett en saltbelastning på 0,15 kg NaCl/m². Etersom gropen oppstrøms innløpet var tom for vann da tracerforsøket ble i gang, fant ikke alt det saltholdige vannet veien inn i regnbedet. Det saltholdige vannet ble tilsatt i én puls med en konsentrasjon som representerer funn i veinær snø i Norge. Tilsats av saltholdig vann i én puls ble valgt fordi det var enklere å gjennomføre i praksis med så store volum, og fordi det representerer snøsmelteprosessen på en tilfredsstillende måte.

Oppstrøms innløpet ble det målt en gjennomsnittlig elektrisk konduktivitet på 1973 $\mu\text{S}/\text{cm}$, med et standardavvik på 73 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ved hjelp av konduktivitetsmåler ble det bekreftet at det saltholdige vannet spredte seg til hele regnbedet. Målinger på regnbedets overflate viste en gjennomsnittlig konduktivitet på 1862

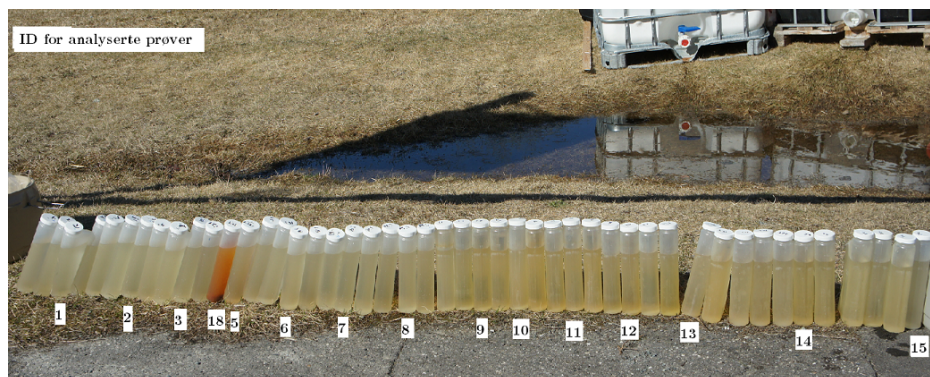
$\mu S/cm$, med et standardavvik på $48 \mu S/cm$. Forskjellen skyldes i all sannsynlighet interaksjon mellom det saltholdige vannet og det gjenværende stående vannet i regnbedet.

3.3.2.3 Feltforsøk 4: Rent vann og utvasking

Da det saltholdige vannet hadde infiltrert ned i regnbedet ble regnbedet nok en gang fylt med rent vann. Dette ble stående over natten, slik at vann gikk i overløp. Dagene etter ble vanntilførselen stengt, og vannet ble infiltrert i regnbedet. Hydraulisk konduktivitet i regnbedet ble estimert ut fra de loggede verdiene for vannstandsendringen etter at vann ikke lenger gikk i overløp. Basert på jordtemperaturen ble observert permeabilitet, $p_{OBS,B}$, beregnet. Denne ble sammenlignet med $p_{OBS,A}$ for å se hvorvidt NaCl påvirket regnbedets infiltrasjonskapasitet.

3.4 Analyser

Totalt ble det tatt 54 prøver i utløpet. Én av disse gikk tapt som følge av en lekk beholder. Prøvene ble umiddelbart analysert for konduktivitet med et håndholdt konduktivitetmeter (*SevenGo Conductivity meter SG3*). Basert på konduktivitet og farge ble det plukket ut 20 prøver som ble analysert for TS, TOC, organisk materiale, metaller og kationer. TS, TOC og organisk materiale ble analysert i vannkjemilaboratoriet ved Institutt for vann- og miljøteknikk ved NTNU, mens elementanalyse for metaller og basekationer ble gjennomført ved Institutt for kjemi ved NTNU. Figur 3.10 viser de 47 første prøvene som ble tatt. Det er også merket hvilke av disse som senere ble analysert ved laboratoriet. En komplett oversikt over samtlige prøver finnes i elektronisk vedlegg 3.



Figur 3.10: De første 47 prøvene som ble tatt. ID viser hvilke prøver som ble analysert på laboratoriet.

Prøve 18 fanget en puls av jern som ble vasket ut fra regnbedet. Den hadde et jerninnhold som avvok veldig fra de andre prøvene, og ble ikke ansett som representativ. Den ble derfor tatt ut fra tidsserien og analysert for seg.

3.4.1 Laboratorieanalyser

Analyse for TOC ble gjennomført av Trine Hårberg Ness og Gøril Thorvaldsen ved Institutt for vann- og miljøteknikk, NTNU. Prøvene ble forbrent på 680 grader, og TOC ble bestemt i et apparat av typen *Apollo 9000HS* (Tekmar Dohrmann) ved deteksjon av CO₂ med NDIR (*eng.: nondispersive infrared*). Analysen ble utført i henhold til NS-EN 1484 (Norsk Standard, 1997).

Tørrestoff i prøvene ble bestemt ved inndamping på 105 °C. Aluminiumsformer ble veid og tilsatt et volum på ca 90 mL av prøvene. Nøyaktig volum av hver prøve ble notert, før prøvene ble tørket i 27 timer ved 100 °C. Det som var igjen av prøvene etter at vannet var fordampet bort ble veid på nytt. Tørrestoff i prøvene ble bestemt av formel (3.3). Tre blankprøver ble også tatt for å estimere et eventuelt vekttap hos aluminiumsskålene under dampingen.

$$TS = \frac{m_{t\phi rr} - m_{form}}{V_p} \quad (3.3)$$

hvor

TS	- tørrestoff [mg/L]
$m_{t\phi rr}$	- massen av fordampet prøve og aluminiumsform [mg]
m_{form}	- massen av aluminiumsform [mg]
V_p	- vannprøvens volum [L]

Organisk materiale ble estimert ved en glødetapstest av de tørkede prøvene. Disse ble glødet i ovn ved 550 °C i en time, og deretter veid. Differansen i masse før og etter gløding ved 550 °C er glødetapet, som tilsvarer det organiske innholdet i prøvene. For en grundigere beskrivelse av glødetapstest henvises det til Statens vegvesens håndbok 014, kapittel 14.445.

Elementanalyse av prøvene ble utført av Syverin Lierhagen ved Institutt for kjemi, NTNU. Analysen ble utført med HR-ICP-MS (*eng.: High resolution inductively coupled plasma mass spectrometry*). Prøvene ble analysert for følgende isotoper, med deteksjonsnivå angitt i parentes: Ca43 (10 µg/L), Cd114 (0,0020 µg/L), Cl35 (100 µg/L), Cr52 (0,0050 µg/L), Cu63 (0,030 µg/L), Fe57 (0,120 µg/L), K39 (5,0 µg/L), Mg25 (0,35 µg/L), Mn55 (0,0060 µg/L), Na23 (10 µg/L), P31 (0,40 µg/L), Pb208 (0,0020 µg/L), S34 (20 µg/L), Zn66 (0,025 µg/L).

3.4.2 Volumetrisk vanninnhold i forbindelse med MPD

Ved gjennomføring av MPD-forsøk er det normal prosedyre å ta jordprøver fra de lokasjonene hvor forsøket foretas. Disse blir tørket i varmeskap på 100 °C i ett døgn og veid, slik at volumetrisk vanninnhold finnes ved massedifferanse av prøven før og etter tørking. Ettersom Risvollan regnbed har installert jordfuktighetsmålere ble data fra disse benyttet til å estimere volumetrisk vanninnhold i forbindelse med MPD-forsøkene. Fuktighetssensorene angir data i elektrisk spenning. Tidligere har undersøkelser utført ved NVE sitt laboratorie avdekket en tilnærmet lineær sammenheng ($R^2=0,9454$) mellom volumetrisk vanninnhold og spenning registrert av fuktighetssensorene. Denne er vist i formel (3.4), og ble brukt til å estimere volumetrisk vanninnhold i regnbedet under forsøkene.

$$VV = 0,1922 * E - 0,2069 \quad (3.4)$$

hvor

VV - volumetrisk vanninnhold [%]

E - elektrisk spenning [V]

3.5 Databehandling

I dette avsnittet presenteres metoder brukt til behandling av data som ble hentet inn under feltforsøkene.

3.5.1 Beregning av permeabilitet fra MPD-forsøk

Dataene fra MPD-målingene ble brukt til å estimere mettet hydraulisk konduktivitet (K_{sat}) og tensjon ved hjelp av Green-Ampts ligning og Darcys lov. Dette ved hjelp av iterasjon i en matlabkode skrevet av Paus (2010), basert på Nestingens analyse av MPD (Nesting, 2007). Ved hjelp av regnbedets loggere ble gjennomsnittlig temperatur 5 cm ned i filtermediet for hvert MPD-forsøk funnet. Disse verdiene ble brukt til å omforme verdiene for K_{sat} til permeabilitet ($p_{MPD,A}$ og $p_{MPD,B}$). Tallverdier for vannets dynamiske viskositet og tyngdetetthet ved ulike temperaturer ble funnet fra MHTLs *Fluid Properties Calculator (MHTL)*.

3.5.2 Beregning av observert permeabilitet

Da overløpene var blitt kalibrert ble loggede vannstandsmålinger oversendt fra NVE. Disse ble brukt til å fremstille hydrografer for de tre V-overløpene i regnbedet, og for å finne regnbedets observerte permeabilitet, p_{OBS} . Denne ble estimert

fra vannstandsendingen i regnbedet etter at vanntilførselen var stengt, og vann ikke lenger gikk i overløp.

Vannstanden i regnbedet måles i et perforert vannstandsør som er plassert oppstrøms overløpet, som vist i figur 3.11. For å hindre tilstopping av røret er ikke de nedre 7-8 cm av røret perforert. Under forsøket ble en tommestokk montert fast til vannstandsørret, slik at vannstanden i regnbedet også kunne måles visuelt. Dette ga grunnlag for å sammenligne observert vannstand med den loggede vannstanden. Som følge av forhold som blir diskutert i seksjon 4.1.2 ble regnbedets K_{sat} estimert ved å se på vannstandsendingen over $h = 7,5$ cm. Da infiltrasjonen i øvre lag av filtermediet ofte er begrensende, ble gjennomsnittlig temperatur 5 cm under overflaten av regnbedet brukt for å konvertere K_{sat} til temperaturuavhengig p_{OBS} .



Figur 3.11: Vannstanden i regnbedet måles i et perforert vannstandsør oppstrøms overløpet.

3.5.3 Tracerforsøk

Janzen m.fl. estimerte vannets oppholdstid i filtermediet som tidsforskjellen mellom toppene av kurvene for elektrisk konduktivitet i innløpet og utløpet. Oppholdstiden i filtermediet ble estimert på samme måte i dette forsøket.

Dispersjon i filtermediet angir i hvor stor grad konsentrasjonsfronten av veisaltet spres under tracerforsøket. Appelo og Postma (2010) gjenga et eksempel fra Levenspiel (1972) som viste hvordan dispersjonskoeffisienten kan beregnes ut fra variansen til saltkonsentrasjonskurven over tid i utløpet. Ved bruk av denne me-

toden ble tracerkurven for EK-EK_{bg} i utløpet brukt til å beregne dispersjonskoeffisienten D_L i filtermediet ved Risvollan regnbed.

Variansen av utløpsdistribusjonen kan beregnes som variansen av et antall målinger:

$$\sigma_t^2[\text{min}^2] = \frac{\sum t_i^2 c_i}{\sum c_i} - \left[\frac{\sum t_i c_i}{\sum c_i} \right]^2 \quad (3.5)$$

Hvor t er tid [min] og c er EK [$\mu\text{S}/\text{cm}$]. Tidsbasert varians normaliseres ved å dividere på roten av tracerkurvens gjennomsnittlige ankomsttid. Deretter kan variansen uttrykkes for avstand på formen $x = v \cdot t$:

$$\sigma_x^2[\text{cm}^2] = \frac{\sigma_t^2}{t^2} * x^2 \quad (3.6)$$

Deretter finnes dispersjonskoeffisienten ved:

$$D_L\left[\frac{\text{cm}^2}{\text{min}}\right] = \frac{\sigma_x^2}{2t} \quad (3.7)$$

3.5.4 Statistiske metoder

Både Dalen (2011) og Ahmed (2011) observerte store variasjoner i K_{sat} estimert med MPD-forsøk i regnbed. Det ble konkludert med at geometrisk gjennomsnitt ga et mer korrekt bilde av den virkelige infiltrasjonsraten til regnbed, da K_{sat} var log-normalfordelt på regnbedets overflate (Dalen, 2012). Geometrisk gjennomsnitt av en tallrekke med n verdier finnes som n -te roten av produktet av alle verdiene i rekken. Dette gjør at avvikende verdier (*eng.: outliers*) ikke vektet like tungt som de gjør ved vanlig aritmetisk gjennomsnitt. Geometrisk gjennomsnitt ligger derfor nærmere konsentrasjonen av data. I dette forsøket ble Anderson-Darling benyttet i Minitab for å bestemme fordeling av MPD-data (Minitab, 2010). Normalfordeling ble oppnådd ved å log-transformere data (signifikansnivå = 0.05).

Det ble gjennomført en enfaktors variansanalyse (*eng. analysis of variance - ANOVA*) på datasettene for $\mathbf{p}_{MPD,A}$ og $\mathbf{p}_{MPD,B}$ for å undersøke hvorvidt resultatene av MPD-forsøkene viste signifikant endring i permeabilitet før og etter veisalt. Variansanalyse benyttes for å teste hvorvidt gjennomsnittet av ett datasett er signifikant ulikt gjennomsnittet av et annet datasett, i dette tilfellet den beregnede permeabiliteten for de 16 lokasjonene i MPD-forsøk A og B. Det samme ble gjort for å undersøke om NaCl bidro til dispersjon av basekationer, organisk materiale og metaller, ved å undersøke hvorvidt konsentrasjon av disse i utløpet var signifikant ulik før og etter tilsats av NaCl. Variansanalysen ble gjennomført i Excel, som returnerer en F-verdi og en F_{crit} -verdi. Dersom F-verdien overstiger

F_{crit} er det en indikasjon på at de to datasettene er signifikant ulike (Sloan, 2010). Det ble valgt et signifikansnivå på $\alpha=0,05$. Variansanalyse forutsetter normalfordelte data.

T-tester ble gjennomført for å undersøke om resultatene av MPD-testene var signifikant ulik permeabiliteten beregnet fra loggede vannstandsdata. Nullhypotesene her er at $p_{MPD,A} = p_{OBS,A}$ og $p_{MPD,B} = p_{OBS,B}$. T-testen returnerer en P-verdi for de sammenlignede datasettene. Dersom $P < \alpha$ forkastes nullhypotesen, og p_{MPD} er signifikant ulik p_{OBS} . Det ble valgt et signifikansnivå på $\alpha=0,05$. T-testen forutsetter normalfordelte data.

Kapittel 4

Resultater og diskusjon

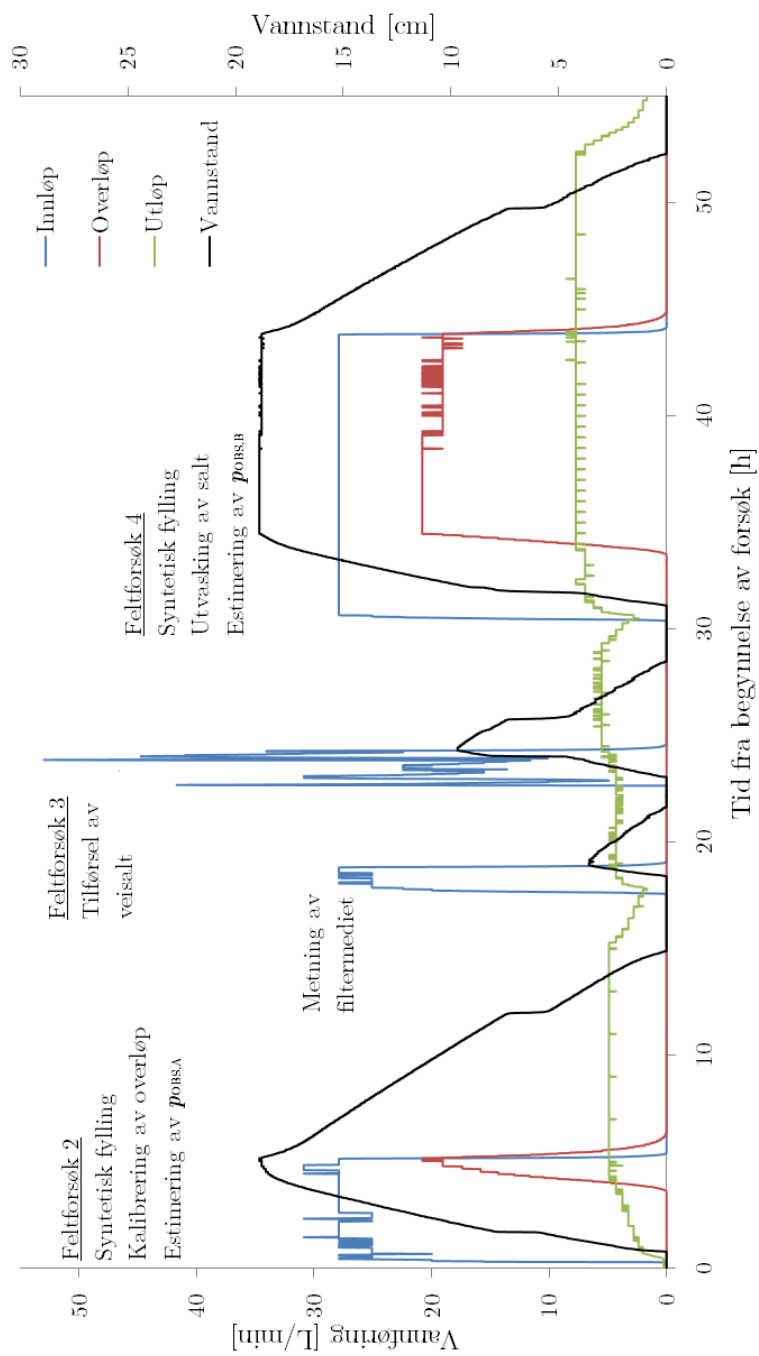
I dette kapitlet vil resultater fra feltforsøkene og laboratorieanalysene presenteres og diskuteres. Kapitlet avsluttes med noen praktiske betraktninger rundt forsøkene og konsekvenser av resultatene.

4.1 Vannbalanse og strømningsforhold

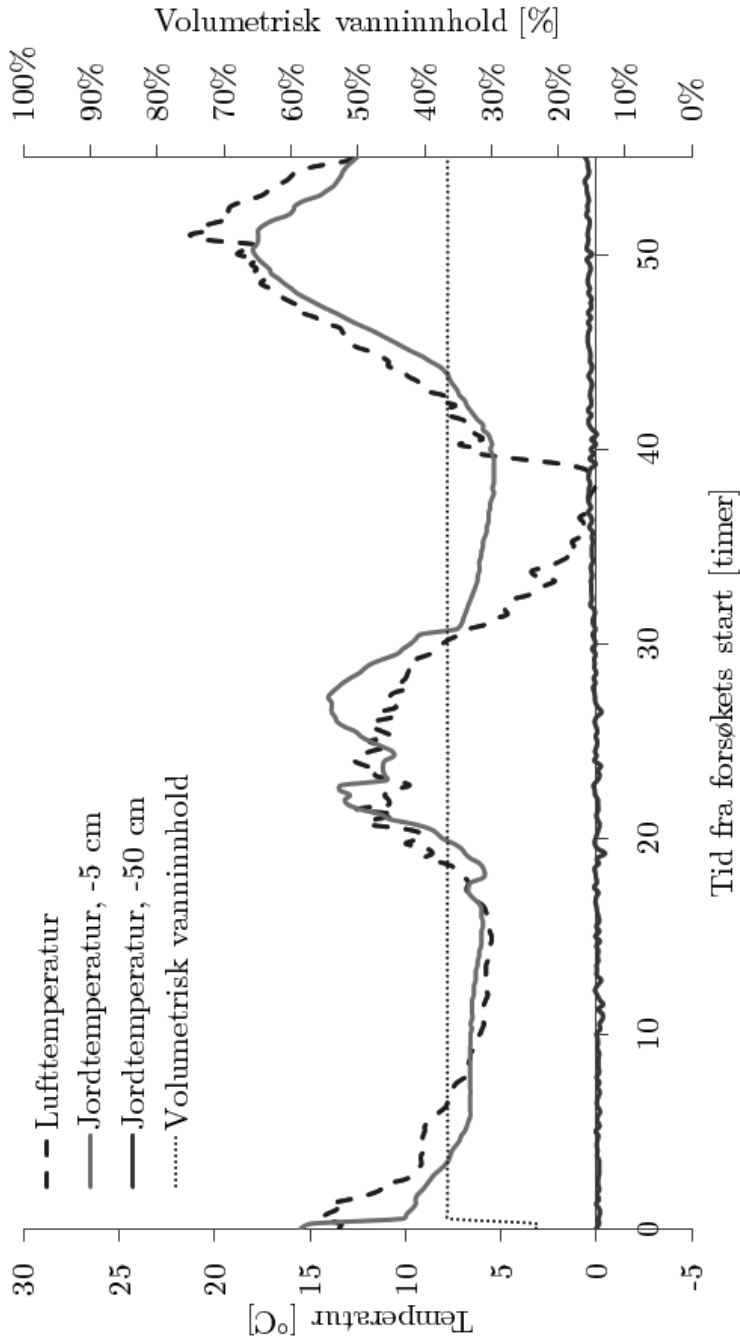
I denne seksjonen vil de hydrologiske dataene for hele forsøksperioden presenteres. Vannbalansen for regnbedet vil verifisere hydrografene for overløpene, og strømningsforholdene vil diskuteres. Med hensyn på estimering av permeabilitet basert på loggede vannstandsdata er det viktig at vannbalansen stemmer, da det indikerer at måleinstrumentene gir pålitelige resultater.

4.1.1 Vannbalanse

Figur 4.1 viser vannstand i regnbedet og hydrografer for innløp, drensutløp og overløp i Risvollan regnbed under forsøkene med syntetisk fylling, som ble påbegynt klokken 14:00 den 6. mai. Figur 4.2 viser de fysiske forholdene i regnbedet for det samme tidsrommet. Det er en tydelig sammenheng mellom lufttemperaturen og jordtemperaturen på 5 cm dybde. Jordtemperaturen på -50 cm lå under frysepunktet ved forsøkets start, men steg i løpet av forsøket til ca 0,5 °C. Filtermediet ble raskt vannmettet, og holdt konstant metningsgrad under hele forsøksperioden. Det forekom ikke noe nedbør under gjennomføring av forsøket, og det antas at fordamping fra regnbedets overflate utgjør en så liten del av det totale vannvolumet at denne kan neglisjeres.



Figur 4.1: Hydrograf for regnbedet under feltforsøk 2 til 4.



Figur 4.2: Fysiske forhold i Risvollan regnbød under feltforsøk 1 til 4.

Differansen mellom totalt vann inn og ut av regnbedet i løpet av de første 60 timene etter forsøkets begynnelse var på $2,3 \text{ m}^3$, som vist i tabell 4.1. Jordfuktigheten i regnbedets øvre lag var på 23,4% ved forsøkets start og 28,1% etter 60 timer. Innen feltforsøk 5 (MPD-B) ble gjennomført den 14. mai, åtte dager etter forsøkets begynnelse, hadde ytterligere $1,3 \text{ m}^3$ vann blitt drenert ut av regnbedet. Det volumetriske vanninnholdet i regnbedets øvre lag var da 19,1%. Seks dager etter at vanntilførselen ble stanset hadde altså 97,3% av det tilførte vannet forlatt regnbedet.

$\sum Q_{innløp}$	$34,5\text{m}^3$
$\sum Q_{utløp}$	$18,9\text{m}^3$
$\sum Q_{overløp}$	$13,4\text{m}^3$
ΔS	$2,3\text{m}^3$

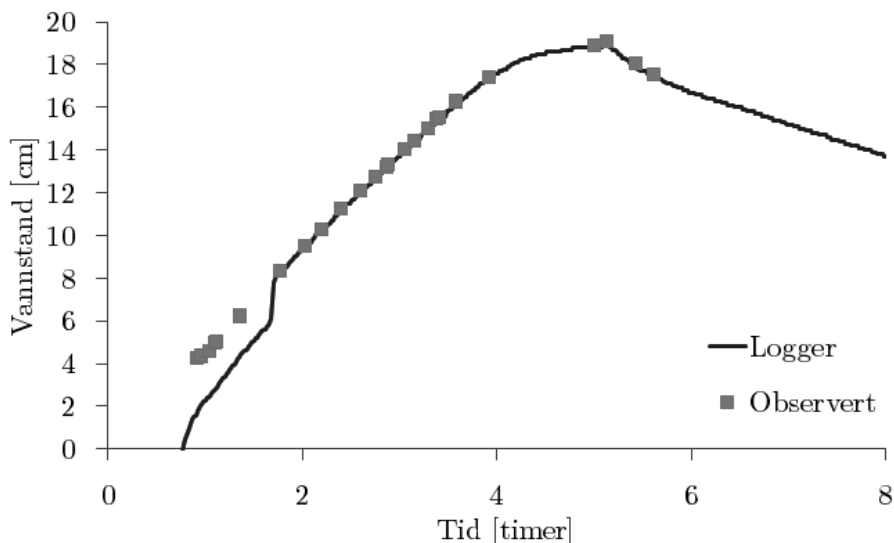
Tabell 4.1: Vannbalansen i Risvollan regnbed under forsøkene fra klokken 14:00 den 6. mai til klokken 02:00 den 9. mai.

Da MPD-forsøk B ble gjennomført ble også bøtten som vannprøvene ble tatt fra fjernet fra dreinsboksen. Dette påvirket den loggede vannstanden i dreinsutløpet, og data etter klokken 12:00 den 14. mai er derfor ikke tatt med i betraktningen.

I følge Dalen (2011) har filtermediet en kapasitet til å lagre $5,8 \text{ m}^3$ vann. Også etter MPD-forsøk B fortsatte vann å piple ut gjennom dreinsrørene. Dermed er det rimelig å anta at de resterende 2,7% av det tilførte vannet var lagret i filtermediet da MPD-forsøk B ble gjennomført, og ble drenert ut av regnbedet med tiden. Alt i alt indikerer dette at vannbalansen for regnbedet i stor grad stemmer, og at vannstandsmålerne rapporterer troverdige målinger.

4.1.2 utfordringer med logget vannstand

Loggede vannstandsmålinger og observert vannstand i regnbedet viser en svært god sammenheng så lenge vannstanden er høyere enn 8 cm, altså i den perforerte delen av vannstandsøret. Ved lavere vannstand enn dette ser man et tydelig hopp i de loggede vannstandsmålingene, som vist i figur 4.3.



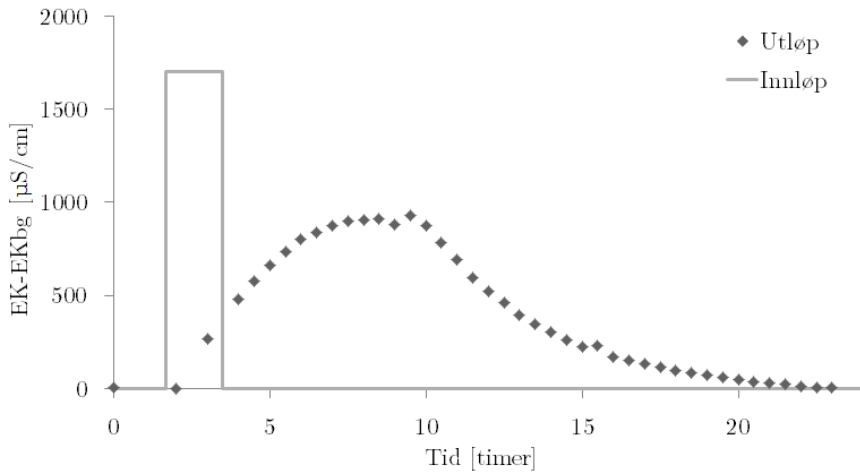
Figur 4.3: Sammenligning av observert vannstand og logget vannstand.

Sammenligning av loggerdata og observert vannstand i regnbedet viste et tydelig avvik for de nedre 8 cm av vannstandsøret, som vist i figur 4.3. Ved vannstand lavere enn 8 cm er det mer vann på overflaten av regnbedet enn loggerne registrerer, hvilket gir utslag i tydelige hopp i de loggede vannstandsmålingene. Dette ble registrert gjentatte ganger, både ved økende og synkende vannstand, og er vist i figur A.1 i vedlegg A. Dette indikerer at vannstanden i den nedre, ikke-perforerte delen av vannstandsøret synker raskere enn den reelle vannstanden i regnbedet. Ettersom store mengder vann ble infiltrert gjennom regnbedet under forsøkene er det grunn til å anta at metningsgraden er lik over hele regnbedets dybde. Ergo indikerer disse avvikene mellom observert og logget vannstand at infiltrasjonskapasiteten er bedre i de dypere lagene av filtermediet, og at de øvre lagene er begrensende for infiltrasjon (Saksæther og Kihlgrøn, 2012).

4.1.3 Tracerforsøk

Saltholdig vann ble tilsatt regnbedet 22 og en halv time inn i forsøket, som vist i figur 4.1. Figur 4.4 viser konduktiviteten over bakgrunnsnivå i innløpet og utløpet

fra tilsatsen av salt med konsentrasjon 1 kg/m^3 . Hydrografen for innløpet under tracerforsøket viser at $2,33\text{ m}^3$ av det saltholdige vannet entret regnbedet. Dette utgjør kun 57% av de totalt tilsatte 4 m^3 . Det resterende vannet ble værende igjen i gropen oppstrøms innløpet og ble infiltrert derfra. Følgelig ble den totale saltbelastningen på filtermediet $0,085\text{ kg NaCl/m}^2$. Vannet som ble infiltrert bort fra gropen oppstrøms innløpet hadde ingen innvirkning på regnbedet.



Figur 4.4: Elektrisk konduktivitet over bakgrunnsnivå for innløp og utløp.

Toppen av EK-kurven for utløpet inntraff etter 9,5 timer, mens toppen for EK-kurven i innløpet inntraff etter 2,5 timer. Oppholdstiden i filtermediet ble derfor estimert til å være 7 timer.

24 timer etter tilførsel av saltvann var 43,2 % av tilsatt Na vasket ut av regnbedet, mens 87,2 % av tilsatt Cl var vasket ut. Da NaCl ble tilsatt endret forholdet mellom Na og Cl seg i utløpsvannet. Dette, samt mengden Na som ikke ble registrert i utløpet er sterke indikatorer på at det har forekommet ionebytteprosesser hvor Na har byttet plass med Mg, K og Ca i filtermediet. Cl er konservativt og vil ikke inngå i kjemiske reaksjoner i regnbedet. Konsentrasjonen av Na og Cl i utløpet ved forsøkets slutt var flere ganger høyere enn bakgrunnsverdiene, hvilket betyr at de gjenværende mengdene sannsynligvis ble vasket ut av regnbedet etter tidsrommet det ble tatt målinger.

	Na [g]	Cl [g]	NaCl [g]
Innløp	820,2	1274,3	2094,5
Utløp	354,1	1111,5	1465,7
Ut/inn	43,2 %	87,2 %	70,0 %

Tabell 4.2: Mengde Na og Cl inn og ut av regnbedet i løpet av 24 timer.

Dispersjonskoeffisienten for salt i filtermediet under feltforsøket ble funnet å være på $1,3\text{cm}^2/\text{h}$, som vist i tabell 4.3.

σ_t^2	σ^2	σ_x^2	D_L
12,55 <i>timer</i> ²	0,15	1440,3 <i>cm</i> ²	1,3 <i>cm</i> ² /min

Tabell 4.3: Dispersjon i filtermediet under feltforsøk 3.

Tracerkurven har en noe bratt økning i begynnelsen, og en tydelig hale mot slutten av forsøket. Kurven er forøvrig relativt glatt, og det er ingen tegn til at vannet tar noen snarveier gjennom filtermediet. Samtidig kan det at ikke alt Cl har passert gjennom regnbedet etter over 20 timer indikere at det finnes enkelte stagnante soner i regnbedet, hvor infiltrasjonen går saktere enn andre deler av regnbedet.

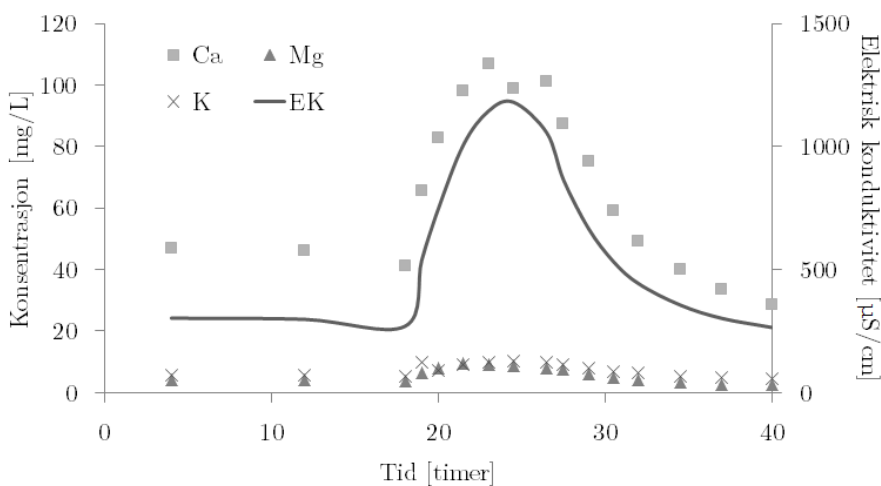
Tracerkurvens form er påvirket av vannføringen gjennom filtermediet. Ved å variere vannføring fant LeFèvre m.fl. (1996) at tracerkurver etter høy vannføring har en tendens til å være flatere og bredere enn for lave vannføringer. Kurvene ble også mindre symmetriske og tenderte til å få en hale med økende vannføring, i tillegg til at kurvens topp inntreffer raskere. Det er altså meget mulig at tracerkurven ville vært mer symmetrisk, med en senere og høyere topp dersom saltvannet hadde blitt tilsatt med en lavere vannføring.

4.2 Utvasking som følge av NaCl

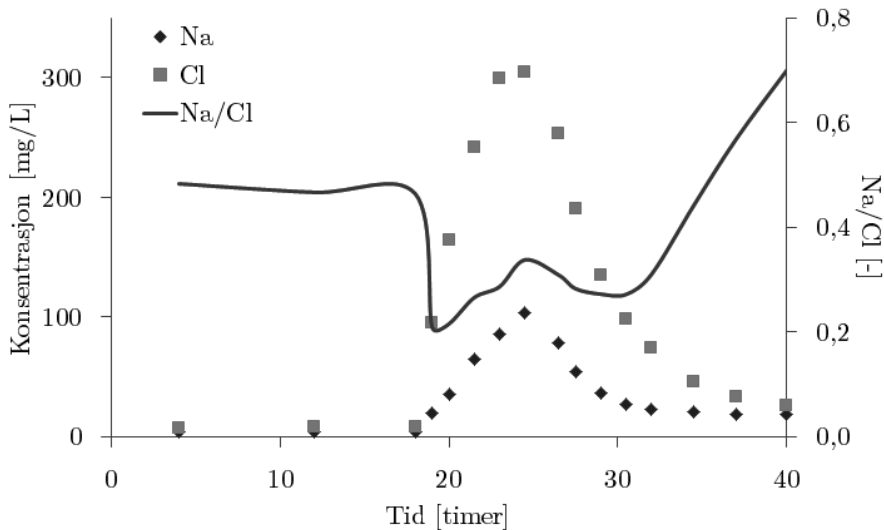
I denne seksjonen vil resultatene av laboratorieanalysene av prøvene fremstilles og diskuteres. Dette vil gi svar på hvorvidt mobilisering av basekationer, organisk materiale og metaller forekom som følge av at regnbedet ble eksponert for veisalt. Utløpets konsentrasjon av basekationer, TS, OM og metaller før og etter eksponering for veisalt vil fortelle noe om hvilke prosesser som skjedde i filtermediet under feltforsøkene.

4.2.1 Basekationer

Figur 4.5 viser en tilnærmet lineær sammenheng mellom EK og konsentrasjonen av basekationer i det drenerte vannet fra regnbedet. Samtidig viser figur 4.6 en tydelig endring i forholdet mellom Na og Cl i utløpet. Bakgrunnskonsentrasjonene av Ca, Mg og K ligger relativt stabilt før tilførsel av NaCl. Konsentrasjonene i utløpet etter eksponering for veisalt øker med hhv. 228%, 228% og 186% når EK og Cl er på topp. Samtidig er det klart at konsentrasjonen av Na ikke øker i takt med konsentrasjonen av Cl. Resultatene viser tydelig at Na har byttet plass med Ca, Mg og K i filtermediet, og at disse blir vasket ut fra regnbedet. Gitt at konsentrasjonene av basekationer i utløpet var representative, ble 441 g Ca, 38 g Mg og 46 g K vasket ut av regnbedet som følge av veisalt.



Figur 4.5: EK og konsentrasjon av basekationer i utløpet.

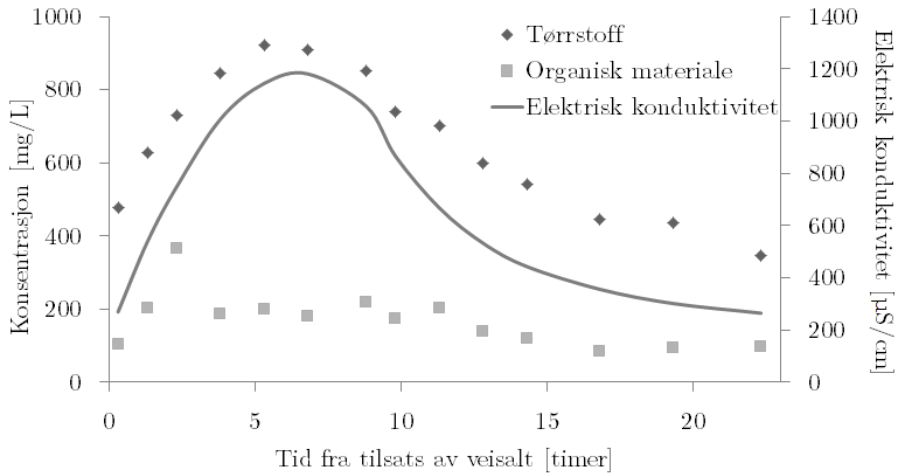


Figur 4.6: Konsentrasjon av Na og Cl og forholdet mellom disse i utløpet.

Konsentrasjonene av Na i jorden har tydelig vært tilstrekkelige for å oppnå ionebytting mellom Na fra veisaltet og basekationer i jorden. Tap av basekationer forstyrrer ionebalansen i jorda, og utvasking av Ca og Mg øker SAR-verdien, som muliggjør destabilisering og dispersjon av jordaggregater og organisk materiale. I tillegg reduseres jordens fertilitet, da basekationer, spesielt kalium, er et viktig næringsstoff for planter.

4.2.2 TS, OM og TOC

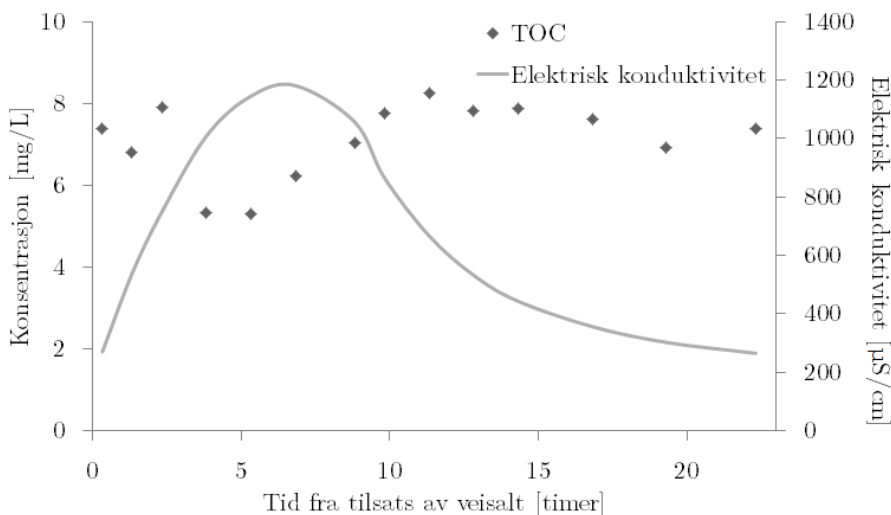
Resultat av tørking og glødetapstest viser at konsentrasjon av tørrstoff og organisk materiale i utløpet stemmer godt overens med kurven for elektrisk konduktivitet, som vist i figur 4.7. Av figur B.2 i vedlegg B ser man at forholdet mellom TS og EK i utløpet er tilnærmet lineært ($R^2=0,9357$). Organisk materiale utgjør i gjennomsnitt 25% av tørrstoffkonsentrasjonen. På det meste var konsentrasjonen av TS i utløpet 1,9 ganger høyere enn bakgrunnskonsentrasjonen, mens konsentrasjonen av OM på det meste var 3,9 ganger høyere enn bakgrunnsverdien.



Figur 4.7: Elektrisk konduktivitet og konsentrasjon av TS og OM i utløpet etter eksponering for veisalt.

Variansanalyse ($\alpha = 0,05$) av konsentrasjon av OM i utløpet før og etter tilsats av NaCl viser at konsentrasjonen etter eksponering av NaCl er signifikant høyere enn konsentrasjonen før eksponering av NaCl. Akkumulert Na i jorden som følge av eksponering for veisalt har ført til tilstrekkelige verdier av SAR og ESP til at jordaggregater har blitt destabilisert, og organisk materiale mobilisert fra jorden. Destabiliseringen av jordsmonn har forekommet samtidig som EK har vært relativt høy (1862 $\mu S/cm$ på overflaten og opp mot 1197 $\mu S/cm$ i utløp). Verdiene for EK ligger mellom de brukt av Tajik m.fl. (2003), som påviste mindre dispersjon ved høy EK (4000 $\mu S/cm$) enn ved lav EK (500 $\mu S/cm$) for samme SAR. Dette tyder på at det under disse forsøkene ikke har vært tilstrekkelig elektrisk konduktivitet i regnbedet til å opprettholde jordaggregatenes stabilitet.

Konsentrasjon av TOC i utløpsvannet er vist i figur 4.8. TOC-konsentrasjonene er langt lavere enn konsentrasjonene av TS og OM, og utslaget som følge av saltgjennombrudd er ikke like tydelig som for TS og OM. Det er dog tendenser til en økning i TOC-konsentrasjon etter toppen av EK-kurven. På det meste er konsentrasjonen av TOC i utløpet 1,2 ganger høyere enn bakgrunnskonsentrasjonen. Det indikerer at TOC blir mobilisert av veisaltet, og skylt ut av filtermediet da regnbedet ble fylt med rent vann i feltforsøk 4 og konduktiviteten i filtermediet sank.



Figur 4.8: Elektrisk konduktivitet og TOC-konsentrasjon i utløpet etter eksponering for veisalt.

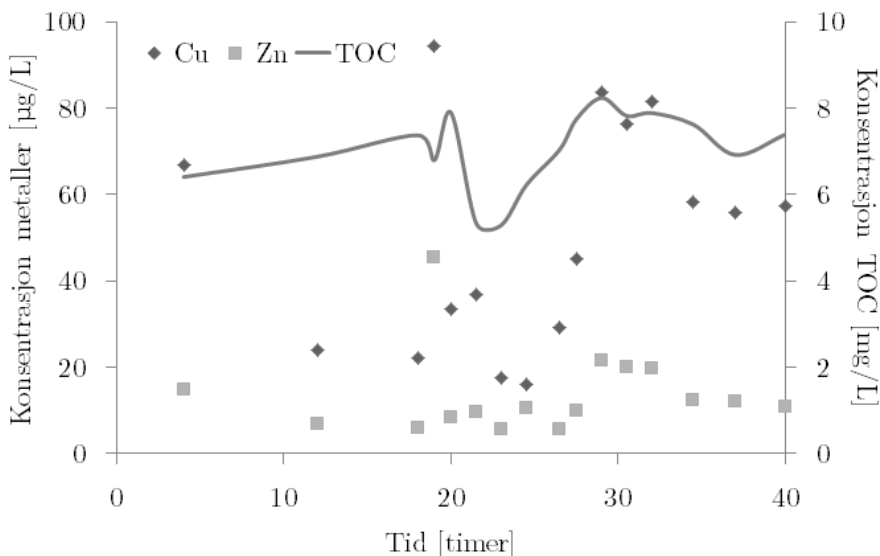
Som følge av noe innhold av metall er det litt usikkerhet knyttet til disse analysene. Noe av vekttapet under glødetapstesten, som registreres som organisk materiale, kan ha kommet som følge av oksidering av metaller i vannet. Dette gjelder spesielt for prøven tatt etter ca 2,3 timer, som avviker fra de omkringliggende prøvene når det gjelder innhold av OM og TOC. Denne ble tatt ca 30 minutter etter den svært jernholdige prøven (prøve 18 i figur 3.10), og kan være påvirket av dette.

Vann som er bundet til eventuelle leirpartikler ved krystallisering kan ha vedvart i prøvene under tørking, men ha fordampet under glødetapstest. Vektforskjellen av dette har blitt registrert som organisk materiale. Det ble også målt en vektendring i blindprøvene av tomme aluminiumsformer under tørking og glødetapstest. Dette medfører noe usikkerhet knyttet til nøyaktigheten av resultatene.

Under to timer etter tilførsel av veisalt til regnbedet ble plutselig vannet i utløpet brun-oransje. Dette vedvarte i en kort periode, før vannet igjen ble relativt klart. Prøven som ble tatt har ID 18, og vises i figur 3.10. Prøve nr 18 skilte seg ikke ut fra de andre prøvene i serien med hensyn til EK, pH eller konsentrasjon av Na, Cl eller basekationer. Men konsentrasjonene av TS, OM, TOC og metaller var betydelig større i denne prøven enn i de øvrige prøvene som ble tatt. Det er altså tydelig at mobilisering har forekommet her. Prøven ble tatt under 2 timer etter NaCl ble tilsatt innløpet, langt under den estimerte oppholdstiden på 7 timer. Det er derfor tvilsomt at dette skyldes veisaltet. Trolig kan det ha vært en stor rustknoll eller lignende som ble vasket ut fra drenerørene som følge av høy gjennomstrømming av vann over tid.

4.2.3 Metaller

Konsentrasjonen av metaller i utløpet stemte relativt godt overens med utløpskonsentrasjonen av TOC. Dette er illustrert ved Cu og Zn i 4.9, som viser tendenser til økning i konsentrasjon av både Cu og Zn når konsentrasjonen av TOC øker etter saltpulsens tyngdepunkt. De samme tendensene vises også for Fe, Cd, Pb og Cr, som vist i vedlegg B. Dette indikerer at metallene er adsorbent av organisk karbonholdig materiale, og mobiliseres ut av regnbedet sammen med det organiske materialet. Konsentrasjonen av metaller i utløpsvannet var på det meste betydelig høyere enn bakgrunnskonsentrasjonene; $Cd_{max} = 5,8 * Cd_{bg}$, $Fe_{max} = 2 * Fe_{bg}$, $Cu_{max} = 2,5 * Cu_{bg}$, $Pb_{max} = 1,6 * Pb_{bg}$, $Zn_{max} = 4,9 * Zn_{bg}$, $Cr_{max} = 3,5 * Cr_{bg}$.



Figur 4.9: Konsentrasjon av TOC, Cu og Zn i utløpet.

Bakgrunnskonsentrasjonen av tungmetallene som ble analysert lå stort sett under det man kan forvente å finne i avrenning fra vei, med unntak av Cu, som lå innenfor variansområdet for veier med ÅDT 0 - 15 000. Da Risvollan regnbed ikke mottar avrenning fra vei er det naturlig å anta at konsentrasjonene av tungmetaller i regnbedet er lave. De siste ukene før forsøkene ble påbegynt ble asfaltplassen i regnbedets nedbørsfelt benyttet som parkeringsplass, og noe metaller fra kjøretøyer kan ha kommet inn i regnbedet.

Til tross for lave konsentrasjoner er likevel tendensen til mobilisering av tungmetaller adsorbent til organisk materiale synlig. Dette stemmer overens med tidligere funn i litteraturen.

4.3 Endring i permeabilitet som følge av NaCl

I denne seksjonen vil resultatene av MPD-forsøkene og observert vannstandsending presenteres og diskuteres. Det ble utført to runder med MPD-forsøk med sju dagers mellomrom. Det ble utført to syntetiske fyllinger av regnbedet, en før tilførsel av NaCl, og en etter tilførsel av NaCl. Resultatene vil sammenlignes for å undersøke hvor egnet MPD er som metode for å estimere regnbedets permeabilitet, og for å se hvorvidt permeabiliteten i filtermediet har blitt påvirket av veisaltet.

4.3.1 Infiltrasjon fra MPD-forsøk

MPD-kolonnene brukte mellom 14 minutter og 5 timer og 42 minutter på å dreneres tom for vann. Resultatene viser stor variasjon i hydraulisk konduktivitet (0,4 - 39,3 cm/time) og permeabilitet ($0,2 \cdot 10^{-9}$ - $119 \cdot 10^{-9}$ cm²) i regnbedet. Aritmetisk gjennomsnittlige verdier er $K_{sat} = 5,6$ cm/time og $p_{MPD,A} = 17,4$ cm² for feltforsøk 1, og $K_{sat} = 4,2$ cm/time og $p_{MPD,B} = 13,4$ cm² for feltforsøk 5. Det tilsvarer en reduksjon i gjennomsnittlig permeabilitet på 23,1% etter tilførsel av veisalt. Geometrisk gjennomsnittlige verdier er $K_{sat} = 3,0$ cm/time og $p_{MPD,A} = 8,5$ cm² for feltforsøk 1, og $K_{sat} = 2,5$ cm/time og $p_{MPD,B} = 7,2$ cm² for feltforsøk 5. Det tilsvarer en reduksjon i gjennomsnittlig permeabilitet på 15,3% etter tilførsel av veisalt. Både i MPD-forsøk A og B er standardavviket stort i forhold til gjennomsnittsverdien, hvilket indikerer at det er en del usikkerhet knyttet til resultatene.

Til sammenligning fant Dalen aritmetisk gjennomsnittlig K_{sat} på 4,6 cm/time og geometrisk gjennomsnittlig K_{sat} på 1,4 cm/time i 2011. Variasjonsområdet for K_{sat} er også relativt likt det Dalen fant (0,0 - 35,0 cm/time) ved Risvollan regnbed i 2011 (Dalen, 2011).

Feltforsøk	Dato	VV [%]	K_{sat} [cm/time]			p_{MPD} [$\cdot 10^{-9}$ cm ²]		
			Gjennomsnitt			Gjennomsnitt		
			Aritm.	Geom.	σ	Aritm.	Geom.	σ
1, MPD-A	06.05	22,9	5,6	3,0	9,3	17,4	8,5	28,3
5, MPD-B	14.05	19,1	4,2	2,5	4,9	13,4	7,2	15,2

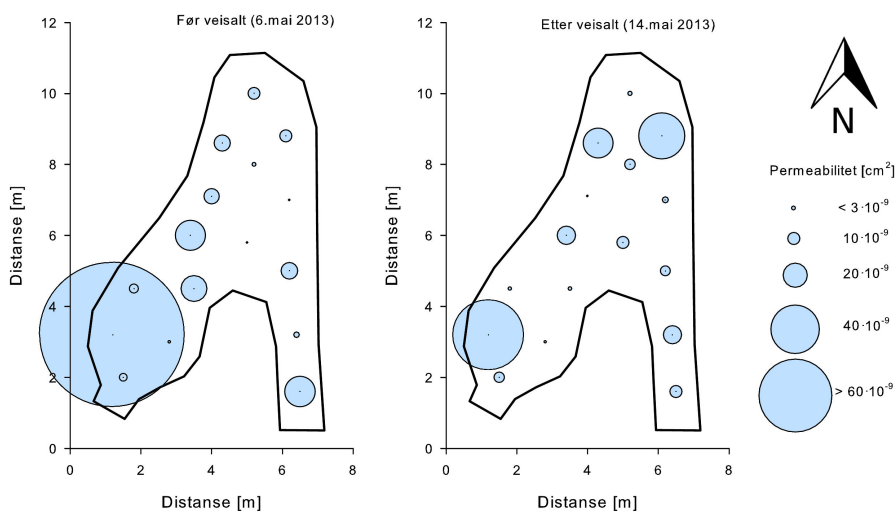
Tabell 4.4: Resultat av feltforsøk 1 (MPD-A) og 5 (MPD-B).

I likhet med tidligere funn av Dalen (2011) og Ahmed (2011) ble verdiene fra MPD-forsøkene utført i feltforsøk 1 og 5 funnet å være log-normalfordelt.

Variansanalyse av logaritmer av permeabiliteten fra MPD-forsøk A og MPD-forsøk B ga en F-verdi på 0,13 og en F_{crit} -verdi på 4,17. Dette indikerer at gjennomsnittlig permeabilitet målt med MPD før og etter tilførsel av veisalt ikke

er signifikant ulik, eller at store variasjoner i måledata overskygger eventuelle trender.

Figur 4.10 illustrerer den store variasjonen i permeabilitet innad i regnbedet. Forskjell i rotvekst til de ulike plantesortene i regnbed, samt andre årsaker til variasjon i biologisk permeabilitet kan være en av grunnene til at infiltrasjonen varierer innad i regnbedet. Ulik komprimeringsgrad av filtermediet og sedimenter i vannet som tetter porer kan også føre til at infiltrasjonen varierer over regnbedets overflate. Tidligere funn viser høyere K_{sat} i ytterkant av regnbedet (Dalen, 2011).



Figur 4.10: Permeabiliteten varierer innad i regnbedet.

Figur C.2 og figur C.4 i vedlegg C viser hvordan jordtemperatur og vanninnhold 5 cm ned i filtermediet utviklet seg gjennom forsøkene. K_{sat} avhenger av temperatur, og ble derfor regnet om til temperaturuavhengig permeabilitet, p_{MPD} .

Ved starten av MPD-forsøk A var vanninnholdet i regnbedets øvre lag på 22,9%, mens det ved starten av MPD-forsøk B var på 19,1%. MPD-forsøk B viser likevel en lavere K_{sat} enn MPD-A, og da er det ikke urimelig å anta at metningsgraden dypere ned i regnbedet var høyere enn 5 cm ned i filtermediet ved forsøkets start. Under MPD-forsøk A lå temperaturen 50 cm ned i filtermediet like under frysepunktet, men dette har ikke påvirket forsøkene, ettersom MPD kun estimerer K_{sat} for de øvre 50 cm av jorden (Gulliver m.fl., 2010).

Den store variasjonen i permeabilitet kan tyde på at vannet noen steder tar snarveier gjennom filtermediet, mens det er stagnante soner andre steder, hvor vannet infiltrerer svært sakte. Men siden toppen av tracerkurven ikke inntreffer

tidligere enn den gjør, kan det være at disse snarveiene er begrenset til de øvre lagene av filtermediet.

4.3.2 Observert infiltrasjon

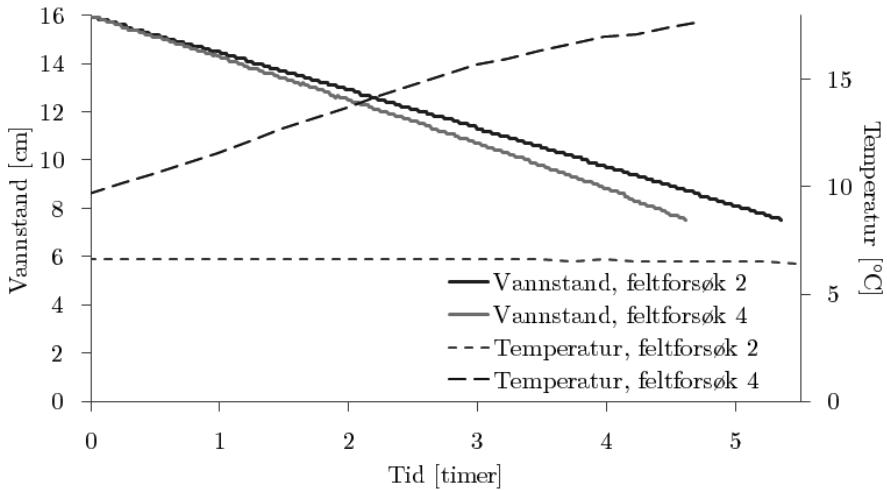
Det antas at infiltrasjonshastigheten på regnbedets overflate er lik mettet hydraulisk konduktivitet, K_{sat} . Som følge av avvik mellom reell vannstand og logget vannstand i regnbedet (diskutert i 4.1.2) ble K_{sat} for feltforsøk 2 og feltforsøk 4 bestemt av hvor raskt vannstanden sank fra 16 til 7,5 cm i regnbedet. I feltforsøk 4 infiltrerte vannet 44 minutter raskere enn i feltforsøk 2. Gjennomsnittlig var temperaturen 5 cm ned i filtermediet 5,8 °C høyere under feltforsøk 4 sammenlignet med feltforsøk 2. Temperaturen på 5 cm dybde ble brukt for å estimere observert permeabilitet, $p_{OBS,A}$ for feltforsøk 2 og $p_{OBS,B}$ for feltforsøk 4.

Forsøk	Δt [t:min]	Δh [cm]	K_{sat} [cm/t]	$T_{jord,-5cm}$ [°C]	p_{OBS} [cm ²]
2	05:21	8,5	1,6	6,6	$6,3 * 10^{-9}$
4	04:37	8,5	1,8	12,4	$6,2 * 10^{-9}$

Tabell 4.5: Resultat av feltforsøk 2 og 4.

Permeabiliteten før tracerforsøket ble beregnet til $p_{OBS,A} = 6,3 * 10^{-9}$ cm², mens den etter tracerforsøket ble beregnet til $p_{OBS,B} = 6,2 * 10^{-9}$ cm². Det tilsvarer en reduksjon av permeabilitet på 1,2% etter veisaltbelastningen.

Vannstandsreduksjonen etter feltforsøk 2 og feltforsøk 4 er vist i figur 4.11. For begge de syntetiske forsøkene var vannstandsendingen tilnærmet lineær mellom 7,5 og 16 cm ($R^2 = 0,9997$ for feltforsøk 2, $R^2 = 0,9989$ for feltforsøk 4). Da vannet fra feltforsøk 2 infiltrerte var temperaturen ganske stabil rundt 6,6 °C, mens den steg fra ca 10 til 18 grader da vannet fra feltforsøk 4 infiltrerte. Temperaturforskjellen er grunnen til at $p_{OBS,A}$ var høyere enn $p_{OBS,B}$, til tross for at forsøk 4 viste en høyere K_{sat} enn forsøk 2.



Figur 4.11: Endring i vannstand og temperatur da vann fra feltforsøk 2 og 4 infiltrerte.

Da vannet fra feltforsøk 4 infiltrerte var filtermediet frostfritt på -50 cm, mens det lå like under frysepunktet da vann fra feltforsøk 2 infiltrerte. Det kan derfor ha vært frost i regnbedets dypere lag, som kan ha påvirket infiltrasjonen. Hvorvidt frost i filtermediet har påvirket infiltrasjonen avhenger av hvilken type frost det dreier seg om, og hvor utbredt frosten var i regnbedet. Da forskjellen mellom $p_{OBS,A}$ og $p_{OBS,B}$ var ganske liten, er det naturlig å anta at frost i regnbedets dypere lag ikke har påvirket infiltrasjonen i stor grad. I praksis betyr dette at infiltrasjonen i regnbed kan være god selv om deler av filtermediet er frosset.

4.3.3 Sammenligning av infiltrasjonsmålinger

Tabell 4.6 viser sammenligning av beregnet permeabilitet fra MPD-forsøkene og observert infiltrasjonshastighet, før og etter tracerforsøket med veisalt. Avvik mellom beregnet geometrisk gjennomsnittlig permeabilitet og observert permeabilitet ($p_{MPD,A} = 1,36 * p_{OBS,A}$ og $p_{MPD,B} = 1,17 * p_{OBS,B}$) er betydelig mindre enn avvik mellom aritmetisk gjennomsnittlig permeabilitet og observert permeabilitet ($p_{MPD,A} = 2,76 * p_{OBS,A}$ og $p_{MPD,B} = 2,16 * p_{OBS,B}$).

Aritmetisk gjennomsnitt fra MPD-forsøkene viser en nedgang i permeabilitet på 23,1% etter tilførsel av veisalt, mens geometrisk gjennomsnitt fra MPD-forsøk viser en nedgang i permeabilitet på 15,3% som følge av veisalt. Samtidig viser observert infiltrasjonshastighet og logget data fra vannstandsmåler en nedgang på 1,2% etter eksponering for veisalt.

Forsøksmetode	Før veisalt	Etter veisalt	Endring	
	p_A [cm^2]	p_B [cm^2]	Δp [cm^2]	Prosentvis
MPD, aritm.snitt	$17,4 * 10^{-9}$	$13,4 * 10^{-9}$	$- 4,0 * 10^{-9}$	- 23,1 %
MPD, geom.snitt	$8,5 * 10^{-9}$	$7,2 * 10^{-9}$	$- 1,3 * 10^{-9}$	- 15,3 %
Observasjon	$6,3 * 10^{-9}$	$6,2 * 10^{-9}$	$- 0,1 * 10^{-9}$	- 1,2 %

Tabell 4.6: Sammenligning av permeabilitet beregnet med MPD og observert infiltrasjon, før og etter tilførsel av veisalt.

En t-test av log-verdier av $p_{MPD,A}$ og $p_{OBS,A}$ resulterte i en P-verdi større enn α . Det var også utfallet av t-test av $p_{MPD,B}$ og $p_{OBS,B}$, hvilket indikerer at permeabiliteten beregnet fra MPD-forsøkene ikke er signifikant større enn p bergnet fra logget vannstandsdata. Forskjellen skyldes sannsynligvis i stor grad stort standardavvik for $p_{MPD,A}$ og $p_{MPD,B}$, som følge av de store variasjonene i K_{sat} på regnbedets overflate.

Det kommer tydelig frem av resultatene at aritmetisk gjennomsnitt av p fra MPD-målingene overestimerer i større grad enn geometrisk gjennomsnitt av p fra MPD-målingene. Dette stemmer godt overens med tidligere funn ved Risvollan regnbed (Dalen, 2012). Det anbefales derfor å utføre flere MPD-målinger for å estimere K_{sat} , samt å benytte geometrisk gjennomsnitt av måleresultatene, da resultatene av MPD-forsøk ofte er log-normalfordelt.

4.4 Praktiske betraktninger

I denne seksjonen vil noen praktiske betraktninger knyttet til resultatene av forsøkene presenteres og diskuteres.

4.4.1 MPD

Som man ser av figur 4.10 er det ett av de 16 målepunktene som skiller seg ut med svært høy infiltrasjon under begge MPD-forsøkene. Punktet ligger i nærheten av overløpet, har ID = E3, og er sammenlignet med de øvrige MPD-kolonnene i figur C.1 og figur C.3 i vedlegg C. I MPD-forsøk A hadde E3 en K_{sat} på 39,3 cm/time, mens det under MPD-forsøk B hadde en K_{sat} på 18,7. Ingen av de øvrige 30 målingene hadde K_{sat} høyere enn 16 cm/time. Til sammenligning registrerte Dalen (2012) kun ett tilfelle av K_{sat} høyere enn 16 cm/time på sine 65 MPD-målinger ved Risvollan regnbed (Dalen, 2012).

Det er derfor sannsynlig at K_{sat} målt ved denne posisjonen i regnbedet er vektet for tungt i forhold til de reelle forhold, og dermed er hovedkilden til resultatenes høye standardavvik. Beregninger av permeabilitet fra MPD-forsøkene er derfor

foretatt en gang til, men denne gangen har resultatene fra punkt E3 i nærheten av utløpet blitt utelatt. Resultatene er vist i tabell 4.7.

Feltforsøk	Dato	VV [%]	K_{sat} [cm/time]			p_{MPD} [$\cdot 10^{-9}$ cm ²]		
			Gjennomsnitt			Gjennomsnittsnitt		
			Aritm.	Geom.	σ	Aritm.	Geom.	σ
1, MPD-A	06.05	22,9	3,4	2,6	2,4	10,6	7,1	8,1
5, MPD-B	14.05	19,1	3,2	2,2	3,1	10,4	6,3	9,9

Tabell 4.7: Resultat av feltforsøk 1 (MPD-A) og 5 (MPD-B) uten målepunkt E3.

Å utelate målingene fra punkt E3 reduserer standardavviket med ca 70% for MPD-A og ca 35 % for MPD-B.

Tabell 4.8 viser en sammenligning av permeabilitet beregnet fra MPD-forsøkene uten målepunkt E3 og permeabilitet beregnet fra loggede vannstandsdata. Avviket mellom beregnet geometrisk gjennomsnittlig permeabilitet og observert permeabilitet ($p_{MPD,A} = 1,14 \cdot p_{OBS,A}$ og $p_{MPD,B} = 1,01 \cdot p_{OBS,B}$) er fremdeles betydelig mindre enn avviket mellom aritmetisk gjennomsnittlig permeabilitet og observert permeabilitet ($p_{MPD,A} = 1,69 \cdot p_{OBS,A}$ og $p_{MPD,B} = 1,68 \cdot p_{OBS,B}$).

Forsøksmetode	Før veisalt	Etter veisalt	Endring	
	p_A [cm ²]	p_B [cm ²]	Δp [cm ²]	Prosentvis
MPD, aritm. snitt	$10,6 \cdot 10^{-9}$	$10,4 \cdot 10^{-9}$	$-0,2 \cdot 10^{-9}$	- 1,6 %
MPD, geom. snitt	$7,1 \cdot 10^{-9}$	$6,3 \cdot 10^{-9}$	$-0,7 \cdot 10^{-9}$	- 12,0 %
Observasjon	$6,3 \cdot 10^{-9}$	$6,2 \cdot 10^{-9}$	$-0,1 \cdot 10^{-9}$	- 1,2 %

Tabell 4.8: Sammenligning av permeabilitet beregnet med MPD og observert infiltrasjon, før og etter tilførsel av veisalt, uten MPD-kolonne E3.

Estimert reduksjon i permeabilitet som følge av veisalt er nesten lik for aritmetisk gjennomsnitt av MPD som for gjennomsnittet av loggede vannstandstada. For geometrisk gjennomsnitt av permeabilitet beregnet med MPD er reduksjonen ti ganger større enn for observert permeabilitet.

Resultater for dette forsøket indikerer dette at MPD-målingene gir konsistente resultater, men overestimerer med en faktor på ca 1,7 for geometrisk snitt, og opp til 1,1 med aritmetisk gjennomsnitt. Det anbefales derfor å benytte geometrisk gjennomsnitt av måleresultatene, da store variasjoner innad i regnbedet ofte vil gjøre at resultatene er log-normalfordelt.

4.4.2 Reduksjon i permeabilitet

Resultatene av feltforsøk 1 til 5 viser en reduksjon i permeabilitet på 12% og 1,2% beregnet med hhv. MPD-forsøk og på bakgrunn av logget vannstandsdata for et

regnbed som blir utsatt for én puls med veisalt med en konsentrasjon på 1 g/L. Saltbelastning var på 0,085 kg NaCl/m² av regnbedets overflate. De registrerte endringene er statistisk sett ikke signifikante.

Trondheim og flere andre steder med kaldt klima opplever at temperaturene svinger rundt frysepunktet flere ganger i løpet av vinteren (Thorolfsson, 2007). Dermed kan regnbed i kaldt klima hvor veisalt brukes bli eksponert for avrenning med veisalt opptil flere ganger hver vinter. Basert på resultatene fra disse forsøkene, gitt at endringen i p er reell, kan det bety at permeabiliteten i regnbed kan reduseres med noen prosent hvert år. Det vil likevel gå flere år før regnbedets kvantitative prestasjon svekkes betydelig.

Resultatene avhenger av at den valgte saltbelastningen på 0,085 kg NaCl/m² er representativ for avrenningen regnbedet vil motta. Dersom regnbedets nedslagsfelt er stort og omfatter store arealer som utsettes for veisalt, eller konsentrasjonen av veisalt i regnbedets nedslagsfelt er høy, vil saltbelastningen på regnbedet øke. Det benyttes mer veisalt på sterkt trafikkerte veier enn mindre trafikkerte, og konsentrasjon av veisalt i avrenning fra disse vil følgelig være høyere. Det har tidligere blitt vist at høyere saltbelastning over tid fører til økt reduksjon i filtermediets infiltrasjonskapasitet (Kakuturu og Clark, 2012). En høyere saltbelastning vil derfor kunne forringe regnbedets infiltrasjonsevne raskere.

4.4.2.1 Eksempel

Gitt at permeabiliteten i et regnbed forringes med x % hver gang det blir utsatt for en saltpuls, vil permeabiliteten p_t etter t antall saltpulser kunne finnes ved følgende ligning, hvor p_0 er opprinnelig permeabilitet.

$$p_t = p_0 * (1 - x)^t$$

Dette forutsetter at det ikke utføres noe vedlikehold av regnbedet, og at effekten på infiltrasjon fra alle saltpulsene er prosentvis lik. Tidligere funn tyder på at sammenhengen mellom infiltrasjon og kumulativ saltbelastning er eksponentiell ved konstant tilsats av salt (Kakuturu og Clark, 2012). Det er dog usikkerhet knyttet til hvorvidt virkningene av saltbelastningen vil bli påvirket av at rent vann vasker ut salt fra filtermediet.

I et tenkt tilfelle hvor et regnbed tilsvarende Risvolla regnbed blir utsatt for salt med 1,2 % reduksjon i p_{OBS} per saltbelastning, vil permeabiliteten bli redusert med 50% etter å ha blitt utsatt for salt 57 ganger. Gitt at man opplever smelting av snø med innhold av veisalt to ganger årlig, tilsvarer det 28 år. Dette er et relativt forenklet regneeksempel som forutsetter at den samme prosentvise reduksjonen skjer hver gang veisalt tilføres regnbedet, og at det ikke foretas noe vedlikehold av regnbedet. En kan derfor ta disse tallene med en klype salt.

4.4.3 Konsekvenser

Reduksjon i regnbedets infiltrasjonsevne og fertilitet vil ha flere konsekvenser som går ut over regnbedets kvalitative og kvantitative ytelser. Ved høy belastning vil lavere infiltrasjonshastighet føre til at mindre vann infiltrerer ned i filtermediet og til grunnvannet, økt dreneringstid og økt antall vannstandstimer i regnbedet, samt at mer vann vil gå i overløp. Regnbedet vil da ikke fordrøye like mye vann som det burde, samtidig som mer forurensninger slipper ut.

Under norske forhold vil lang dreneringstid og stående vann kunne føre til problemer med frost i regnbedet. I løpet av vinteren 2012/2013 var det betongfrost i filtermediet og et tykt isdekke på regnbedets overflate i flere måneder. Under slike forhold vil eventuell avrenning inn i regnbedet gå i overløp med en gang, og regnbedet vil verken fordrøye avrenning eller ta opp forurensninger. Dette er svært uheldig, da behovet for fordrøyning av overflateavrenning ofte er størst i forbindelse med snøsmelting. Det første smeltevannet inneholder ofte høye konsentrasjoner av løste forurensninger, og det er ønskelig å fange opp dette i regnbedet (Marsalek m.fl, 2003).

Under sommerhalvåret kan stående vann over lang tid føre til drukning av planter og uønsket biologisk aktivitet i form av yngling av mygglarver.

Kapittel 5

Konklusjon

MPD har i denne oppgaven vist seg som en egnet metode for å estimere permeabilitet i regnbed. T-testing ($\alpha = 0,05$) av $\mathbf{p}_{MPD,A}$ mot $\mathbf{p}_{OBS,A}$ og $\mathbf{p}_{MPD,B}$ mot $\mathbf{p}_{OBS,B}$ avdekket at permeabilitet estimert med MPD ikke var signifikant ulik permeabilitet estimert fra observert infiltrasjon. På grunn av variasjon i infiltrasjon over overflaten til et regnbed vil feltmålinger kunne gi store variasjoner i målt K_{sat} . Ved Risvollan regnbed varierte K_{sat} mellom 0,4 og 39,3 cm/time, mens permeabiliteten varierte mellom $0,2 \cdot 10^{-9}$ og $119 \cdot 10^{-9}$ cm². På grunn av store variasjoner i infiltrasjon over overflaten av et regnbed vil permeabiliteten målt med flere MPD-kolonner ofte være log-normalfordelt, og geometrisk gjennomsnitt av målingene gir et godt estimat av virkelig infiltrasjon.

MPD måler K_{sat} i filtermediets øvre lag, som ofte er det begrensende laget med hensyn på infiltrasjon. MPD-forsøk har vist seg raske, enkle og billige og gjennomføre, og man kan raskt anslå verdier for K_{sat} i regnbed.

Konsentrasjonen av basekationer i utløpet etter tilførsel av veisalt var betydelig større enn bakgrunnskonsentrasjonene. Konsentrasjonen av basekationer fulgte kurven for elektrisk konduktivitet, samtidig som forholdet mellom Na og Cl i utløpet ble lavere da EK økte. Det betyr at konsentrasjonen av Na ble tilstrekkelig høy og sørget for ionebytteprosesser mellom Na og basekationene Cu, Mg og K i filtermediet. Totalt ble ca 440 g Ca, 38 g Mg og 46 g K vasket ut under forsøket. I det lange løp vil dette kunne få konsekvenser for jordens fertilitet.

Konsentrasjonen av organisk materiale i utløpet etter tilførsel av veisalt var signifikant større enn bakgrunnskonsentrasjonen. Dette ble påvist ved variansanalyse ($\alpha = 0,05$). Feltforsøk ved Risvollan regnbed viste at endring i konsentrasjon av organisk materiale og tørrstoff i utløpet i stor grad sammenfalt med endring i elektrisk konduktivitet. Akkumulert konsentrasjon av Na i jorden førte til at verdiene for SAR og ESP var tilstrekkelige for å destabilisere jordaggregater i regnbedet, mens EK ikke var tilstrekkelig høy for å opprettholde aggregatene

stabilitet. Organisk materiale er viktig for å opprettholde jordens stabilitet og evne til å ta opp tungmetaller fra avrenning. Den påviste mobiliseringen av organisk materiale vil altså forringe regnbedets kvalitative ytelse dersom tilstrekkelig organisk materiale mobiliseres.

Under forsøket ble det også vist at metaller ble mobilisert fra filtermediet som følge av NaCl. Konsentrasjonen av metaller sammenfalt med konsentrasjon av TOC, hvilket betyr at metaller adsorbent på organisk materiale ble mobilisert da regnbedet ble utsatt for veisalt.

For permeabilitet beregnet med MPD-forsøk og observert infiltrasjon ble det estimert en reduksjon på henholdsvis 15,3% og 1,2%. På grunn av høyt standardavvik i begge MPD-forsøkene ble det ikke, ved variansanalyse ($\alpha = 0,05$), påvist signifikant endring i permeabilitet målt med MPD før og etter eksponering av NaCl. Dersom den prosentvise reduksjonen for permeabilitet på 1,2% for hver gang regnbedet blir utsatt for en saltpuls er reell, vil det ta lang tid før regnbedets ytelse svekkes betydelig. Det konkluderes derfor med at regnbed er en egnet metode for lokal overvannshåndtering av avrenning fra veinære omgivelser i kaldt klima, gitt at opprinnelig permeabilitet er god og belastningen av veisalt er moderat.

Kapittel 6

Forslag til videre arbeid

For å kunne si mer om påvirkningen veisalt har på regnbed i kaldt klima foreslås følgende arbeid:

Undersøk hvordan eksponering for veisalt gjentatte ganger påvirker infiltrasjonsevnen. Ved å utsette regnbedet for flere saltpulser og måle hydraulisk konduktivitet og permeabilitet med MPD-forsøk vil man kunne tilegne seg erfaringer om hvordan permeabiliteten blir påvirket av eksponering for veisalt i det lange løp.

Hvordan vil effekter av veisalt påvirkes av filtermediets sammensetning? Se på flere regnbed med ulik andel organisk materiale og ulik PSD (*eng.. particle size distribution*) for å undersøke hvordan disse påvirker reduksjon i infiltrasjonsevne.

Vil veisalt kunne mobilisere betydelige mengder tungmetaller i et regnbed som har høyt innhold av tungmetaller? Dette kan undersøkes i et regnbed som har akkumulert metaller over lang tid, eller ved å tilføre metaller til et regnbed, for så å tilføre veisalt.

Undersøk hvordan regnbeds fertilitet og vegetasjon påvirkes av veisalt. Det er kjent at klorid vil kunne påvirke vegetasjon, samt at akkumulering av Na vil kunne medføre tap av basekationer og organisk materiale.

Undersøk i hvilken grad infiltrasjonskapasiteten i regnbed påvirkes av sand og grus, som også brukes for å bedre kjøreforhold på vinteren i kaldt klima.

Bibliografi

- Ahlman, S. (2006). *Modelling of Substance Flows in Urban Drainage Systems*. PhD-avhandling, Chalmers University of Technology, Gothenburg.
- Ahmed, F. (2011). 'Spatial Variation of Infiltration in LID practices'. *Stormwater Research at St. Anthony Falls Laboratory*. University of Minnesota, St. Anthony Falls Laboratory. Minneapolis, MN. Tilgjengelig fra: <http://stormwater.safll.umn.edu/updates-february-2011>
- Alloway, B.J. (1995). *Heavy Metals in Soils*. Blackie Academic and Professional, London.
- Amrhein, C., JE. Strong, PA. Mosher. (1992). 'Effect of Deicing Salts on Metal and Organic Matter Mobilization in Roadside Soils'. *Environ. Sci. Technol.* **26**: 703-709.
- Amrhein, C., PA. Mosher, JE. Strong. (1993). 'Colloid-assisted transport of trace metals in roadside soils receiving deicing salts'. *Soil Science Society of America.* **57**: 1212-1217.
- Amundsen, CE., H. French, S. Haaland, PA. Pedersen, G. Riise, R. Roseth. (2008). *Salt SMART. Miljøkonsekvenser ved salting av veier - en litteraturogjennomgang*. Teknologirapport nr. 2535, Statens Vegvesen.
- Appelo, C.A.J., D. Postma. (2010). *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. A.A. Balkema Publishers, Leiden, Nederland.
- Asleson, BC, RS. Nestingen, JS. Gulliver, RM. Hozalski, JL. Nieber. (2007). *The development and application of a four-level rain garden assessment methodology*. University of Minnesota, Minneapolis.
- ASTM. (2010). *Standard Guide for Comparison of Field Methods or Determining Hydraulic Conductivity in Vadose Zone*. ASTM International, West Conshohocken.
- Basile, A., G. Buttafuoco, G. Mele, A. Tedeschi. (2012). 'Complementary techniques to assess physical properties of a fine soil irrigated with saline water'. *Environ Earth Sci* **66**: 1797-1807.

- Bäckström, M., S. Karlsson, L. Bäckman, L. Folkesson, B. Lind. (2004). 'Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment'. *Water Research* **38**: 720-732.
- Braga, A., M. Horst, RG. Traver. (2007). 'Temperature Effects on the Infiltration Rate through an Infiltration Basin BMP'. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* **133**: 593-601.
- Braskerud, BC., KH. Paus, A. Ekle. (2013). *Anlegging av regnbed. En billedkalkade over 4 anlagte regnbed*. NVE rapport 3/2013, Oslo, Norge.
- Butler, D., JW. Davies. (2011). *Urban Drainage*. 3. utg. Abingdon: Spon Press.
- Bækken, T. (1994). *Trafikkforurenset snø i Oslo*. Rapport LNR 3131-1994. NIVA, Oslo.
- Caraco, D., R. Claytor. (1997). *Stormwater BMP Design Supplement for Cold Climates*. Center for Watershed Protection. Ellicott City, Maryland.
- Dalen, T. (2011). *Hydrologisk ytelse av regnbed i kaldt klima*. Prosjektoppgave, NTNU, Trondheim.
- Dalen, T. (2012). *Hydrologisk dimensjonering av regnbed i kaldt klima*. Masteroppgave, NTNU, Trondheim.
- Davidson, JD., NJ. LeFevre, G. Oberts. (2008) *Hydrologic Bioretention Performance and Design Criteria for Cold Climates*. Teknisk rapport. Water Environment Research Foundation.
- Davis, AP., M. Shokouhian, H. Sharma, C. Minami, D. Winogradoff. (2003). 'Water Quality Improvement through Bioretention: Lead, Copper and Zinc Removal'. *Water Environment Research* **78**(3): 284-293.
- Dingman, SL. (2002). *Physical Hydrology*. 2. utg. Long Grove: Waveland Press, Inc.
- Emerson, CH., RG. Traver. (2008). 'Multiyear and Seasonal Variation of Infiltration from Storm-Water Best Management Practices'. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* **134**: 598-605.
- Glass, C., S. Bissouma. (2005). 'Evaluation of a parking lot bioretention cell for removal of stormwater pollutants'. *WIT Transactions on Ecology and the Environment* **81**: 699 - 708.
- Gulliver, JS., AJ. Erickson, PT. Weiss. (2010). *Stormwater Treatment: Assessment and Maintenance*. University of Minnesota, St. Anthony Falls Laboratory, Minneapolis, MN.
- Hillel, D. (1998). *Environmental soil physics*. Academic, San Diego.

- Hvitved-Jacobsen, T., YA. Yousef. (1991). 'Highway runoff quality, Environmental Impacts and Control', i RS. Hamilton og RM Harrison (red.) *Highway Pollution*. Amsterdam. Elsevier, s. 166 - 203.
- Jakovljevic, MD., NM. Kostic, SB. Antic-Mladenovic. (2003). *The availability of Base Elements (Ca, Mg, Na, K) in some important Soil Types in Serbia*. Faculty of Agriculture, University of Belgrade.
- Janzen, N., S. Banzhaf, T. Scheytt, K. Bester. (2009). 'Vertical flow soil filter for the elimination of micro pollutants from storm and waste water'. *Chemosphere* **77**: 1358-1365.
- Jordán, MM., J. Navarro-Pedreño, E. Garcíá-Sánchez, J. Meteu, P. Juan. (2004). 'Spatial dynamics of soil salinity under arid and semi-arid conditions: geological and environmental implications'. *Environ Geol* **45**: 448-456.
- Kakuturu, S., SE. Clark. (2012). 'Impacts of Deicing Salts on Soil Structure and Infiltration Rate'. *World Environmental and Water Resources Congress 2012*: s. 411-414.
- Krenkel, P., V. Novotny. (1980). *Water Quality Management*. Academic Press. Orlando, Florida.
- LeFèvre, F., M. Sardin, P. Vitorge. (1996). 'Migration of ^{45}Ca and ^{90}Sr in a clayey and calcareous sand: Calculation of distribution coefficients by ion exchange theory and validation by column experiments' *Journal of Contaminant Hydrology*, **21**: 175-188.
- LeFevre, N.J., JD Davidson, GL. Oberts. (2009). 'Bioretention of Simulated Snowmelt: Cold Climate Performance and Design Criteria', i Mooers, R.D., (red.) *Cold Regions Engineering 2009*. Minnesota: ASCE, s. 145-154.
- Lindgren, Å. (2001). *The influence of stormwater on lakes and watercourses in comparison to other pollutant sources*. Publication 2001:114. Swedish Road Administration.
- Lindholm, O., S. Endresen, S. Thorolfsson, S. Sægrov, G. Jakobsen, L. Aaby. (2008). *Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering*. Norsk Vann Rapport 162, Hamar.
- Marsalek, J., Q. Rochfort, B. Brownlee, T. Mayer, M. Servos. (1999). An exploratory study of urban runoff toxicity, i *Water Science and Technology*, **39**: 33-39.
- Marsalek, J. (2003). 'Road salts in urban stormwater: an emerging issue in stormwater management in cold climates'. *Water Science and Technology* **48**: 61-70.
- Marsalek, J., G. Oberts, K. Exall, M. Viklander. (2003). 'Review of operation of urban drainage systems in cold weather: water quality considerations'. *Water Science and Technology* **48**: 11-20.

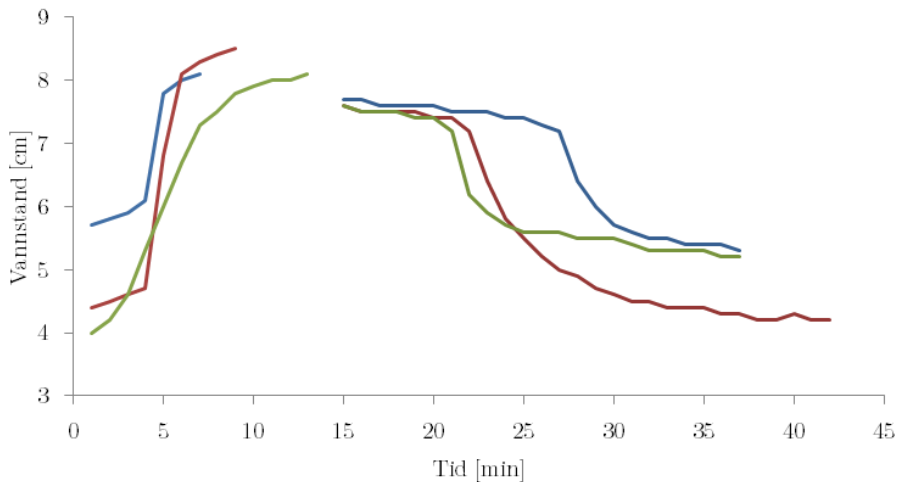
- McBride, M., S. Sauvé, W. Hendershot. (1997). Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. *European Journal of Soil Science* **48**: 337-346.
- Minitab. (2010). Minitab Statistical Software Version 16.1.0.
- MHTL. *Fluid Properties Calculator*. Microelectronics Heat Transfer Laboratory, University of Waterloo, Ontario. Tilgjengelig fra: <http://www.mhtl.uwaterloo.ca/properties.html> (Hentet: 22.05.2013).
- Muthanna, TM. (2007). *Bioretention as a sustainable stormwater management option in cold climates*. PhD-avhandling. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Trondheim.
- Nesting, RS. (2007). *The Comparison of Infiltration Devices and Modification of the Philip-Dunne Permeameter for the Assessment of Rain Gardens*. Ph.D. thesis, University of Minnesota, Minneapolis.
- Norrström, AC., G. Jacks. (1998). 'Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts'. *The Science of the Total Environment* **218**: 161-174.
- Norrström, AC., E. Bergstedt. (2000). 'The Impact of Road De-icing Salts (NaCl) on Colloid dispersion and Base Cation Pools in Roadside Soils'. *Water, Air, and Soil Pollution* **127**: 281-299.
- Norrström, AC. (2005). 'Metal mobility by de-icing salt from an infiltration trench for highway runoff'. *Applied Geochemistry* **20**: 1907-1919.
- Norsk Standard. (1997). *Vannundersøkelse - Retningslinjer for bestemmelse av totalt organisk karbon (TOC) og løst organisk karbon (DOC)*. Standard Norge, Oslo.
- Philip, J.R. (1993). 'Approximate Analysis of falling-head lined Borehole Permeameter'. *Water Resources Research* **29**(11): 3763 - 3768.
- Strøm, O.. (2012). *Mengderapportering vinteren 2011/2012*, Rapport nr 151, Statens Vegvesen.
- Paus, KH. (2010). Salt i veinær snø i Trondheim. Ikke publisert materiale. NTNU, Trondheim.
- Paus, KH, BC. Braskerud. (2013). 'Forslag til dimensjonering og utforming av regnbud for norske forhold'. *Vann* **01**, 54 - 67.
- Peel, MC., BL. Finlayson, TA. McMahon. (2007). *Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification*. Melbourne, Victoria.
- Rector, P.R., Duckworth, T., Obropta, C.O. (2012). *Rain Gardens and Mosquitoes. Fact Sheet FS1172*. Rutgers, New Brunswick, New Jersey.

- Saksæther, V., KS. Kihlgren. (2012). *Regnbed som tiltak for overvannshåndtering i småhusbebyggelse*. Institutt for matematiske realfag og teknologi. Universitet for miljø- og biovitenskap, Ås.
- Seilsepour, M., M. Rashidi, BG. Khabbaz. (2009). 'Prediction of Soil Exchangeable Sodium Percentage Based on Soil Sodium Adsorption Ratio'. *American-Eurasian J. Agric. & Environ. Sci.* **5**: 1-4.
- Shainberg, I., GJ. Levy, D. Goldstein, AI. Mamedov, J. Letey. (2001). 'Prewetting rate and sodicity effects on the hydraulic conductivity of soils'. *Australian Journal of Soil Research* **39**(6): 1279-1291.
- Sloan, D. (2010). *How to Compare Data Sets - ANOVA*. Tilgjengelig fra: <http://www.isixsigma.com/tools-templates/analysis-of-variance-anova/how-compare-data-sets-anova/> (Hentet: 22.05.2013).
- Smith, D. (1996). *Cold Regions Utilities Monograph*. ASCE, Reston, Virginia.
- Statens vegvesen. (2005). *Laboratorieanalyser*. Håndbok 014, Statens vegvesen.
- Tajik, F., H. Rahimi, E. Pazira. (2003). 'Effects of Electrical Conductivity and Sodium Adsorption Ratio of Water on Aggregate Stability in Soils With Different Organic Matter Content'. *J. Agric. Sci. Technol.* **5**: 67-75.
- Thorolfsson, ST. (2007) *Urban Hydrological Data Collection in Cold Climate - Experiences at Risvollan, Trondheim, Norway*. International Symposium on New Directions in Urban Water Management. UNESCO. Paris.
- Trondheim kommune. (2013). *Luftforurensning utendørs*. Tilgjengelig fra: <http://www.trondheim.kommune.no/content.ap?thisId=1117712934> (Hentet: 19.04.13).
- UNESCO. (2000). *Urban drainage in cold climate*. Urban drainage in specific climates, Vol II: Sægrov, S., Milina, J., Thorolfsson, S. T., (red.) Maksimovic S., (ansvarlig red.).
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (1993). *Guidance Specifying Management Measures for Sources of Nonpoint Pollution in Coastal Waters*. US EPA, Office of Water. Washington, DC.
- United States Department of Agriculture (USDA). (2004). 'Saturated Hydraulic Conductivity: Water Movement Concepts and Class History', *United States Department of Agriculture: Soil Survey Technical Note 6*.
- Viklander, M. (1999). *Substances in Urban Snow. A Comparison of the Contamination of Snow in different Parts of the City of Luleå, Sweden*. Water, Air, and Soil Pollution **114**: 377-394.
- Westerlund, C. (2007). *Road Runoff Quality in Cold Climates*. PhD-avhandling. Luleå University of Technology, Luleå.

- Westerlund, C., M. Viklander, J. Marsalek. (2007). *An exploratory study of pollutant release from a disturbed urban snowpack*. Luleå University of Technology, Luleå.
- Zima, M. (2012). *Effect of road salt application on soil conductivity in Canmore, Alberta*. University of Guelph, Alberta.
- Åstebøl, SO., PA. Pedersen, RK. Røhr, O. Fostad, O. Soldal. (1996). *Effekter av veisaltning på jord, vann og vegetasjon. Sammendragsrapport*. Statens vegvesen, MITRA nr 05/96.

Tillegg A

Hopp i vannstandsmåling



Figur A.1: Logget vannstand i regnbedet underestimeres av vannstandsørret når vannstanden er under 8 cm.

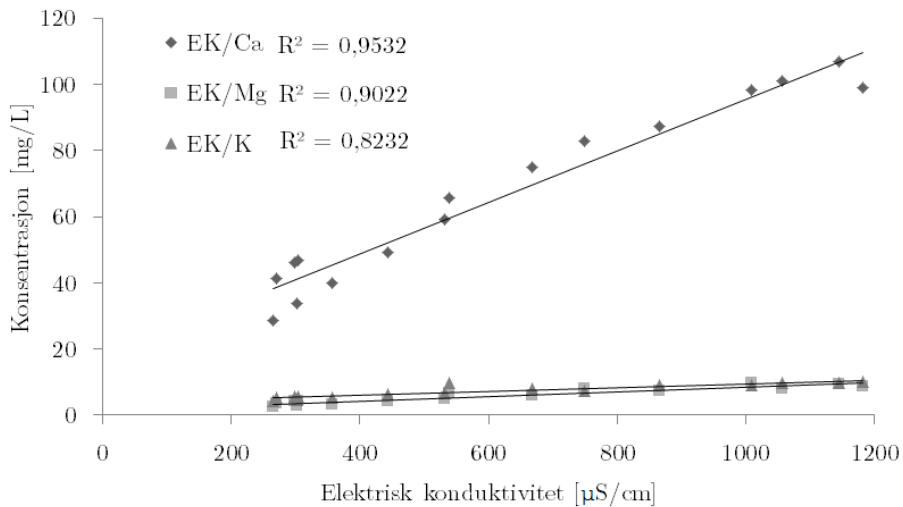
Som man ser av figur A.1 er det hopp i loggede vannstandsdata både ved stigende og synkende vannstand. Hoppet er tydelig brattere og lengre når vannstanden stiger enn når vannstanden synker. Formen på hoppet som opptrer når vannstanden synker har tydelige likhetstrekk med formen på kurvene som viser vannstands- endring mot tid i MPD-forsøkene, som vist i vedlegg C. Dette indikerer at vann- standen synker raskere i den nedre, ikke-perforerte delen av vannstandsørret, og at infiltrasjonskapasiteten er høyere i de dypere lagene av filtermediet.

Tillegg B

Utvasking og mobilisering

Basekationer

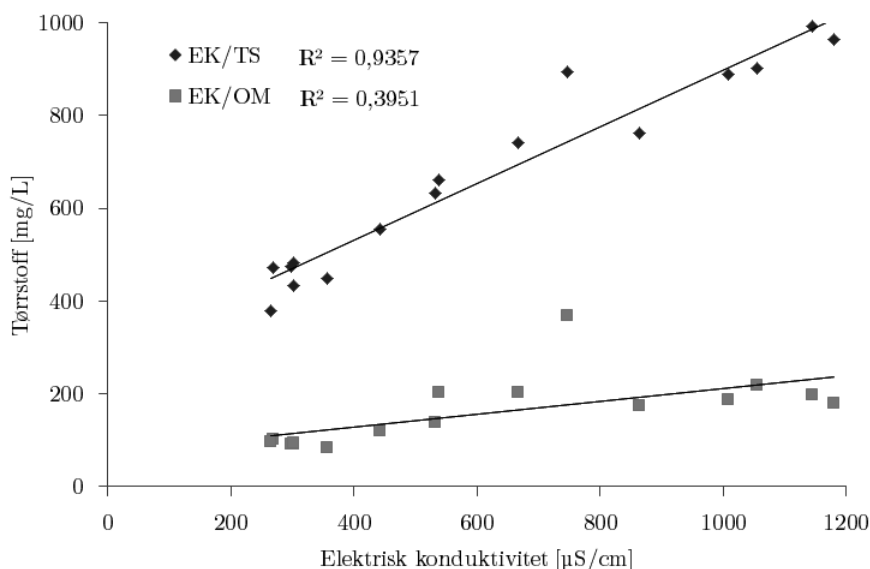
Resultatene viste høy korrelasjon mellom elektrisk konduktivitet og Ca ($R^2 = 0,9532$), Mg ($R^2 = 0,9022$) og K ($R^2 = 0,8232$) i dreusutløpet.



Figur B.1: Sammenheng mellom elektrisk konduktivitet og konsentrasjon av basekationer i utløpet.

Tørrstoff og organisk materiale

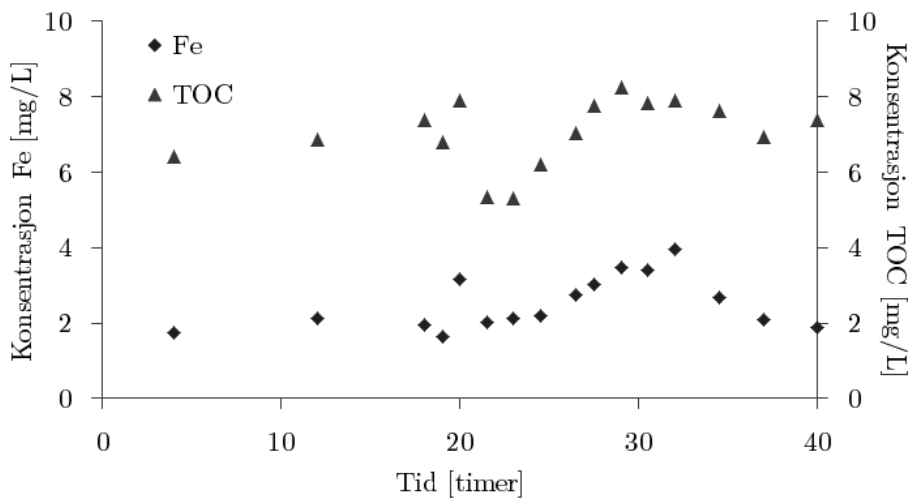
Figur B.2 viser sammenhengen mellom elektrisk konduktivitet og konsentrasjon av TS og OM i de analyserte prøvene. For EK og TS er sammenhengen tilnærmet lineær ($R^2 = 0,9357$), mens den er noe mer uklar for EK og OM ($R^2 = 0,3951$).



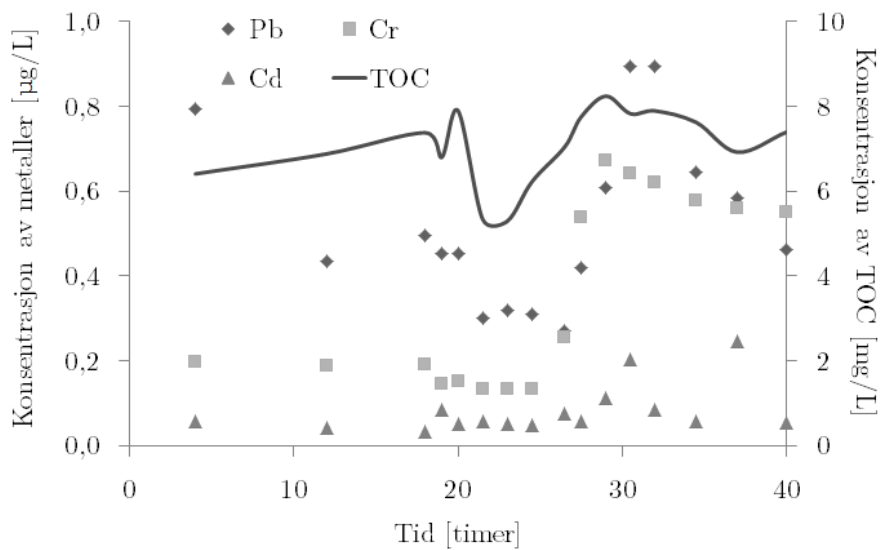
Figur B.2: Sammenheng mellom elektrisk konduktivitet og konsentrasjon av TS og OM i utløpet.

Metaller

Figur B.3 og B.4 viser hhv. konsentrasjonen av TOC og Fe, og TOC, Pb, Cd og Cr i utløpet. Med unntak av Pb viser analysene stabile bakgrunnskonsentrasjoner av metaller, og en tydelig tendens til at konsentrasjonen av metaller øker når konsentrasjonen av TOC øker. Dette indikerer at organisk materiale som metaller har adsorbert på blir vasket ut av filtermediet som følge av eksponering for veisalt.



Figur B.3: Konsentrasjon av TOC og Fe i utløpet etter eksponering for veisalt.

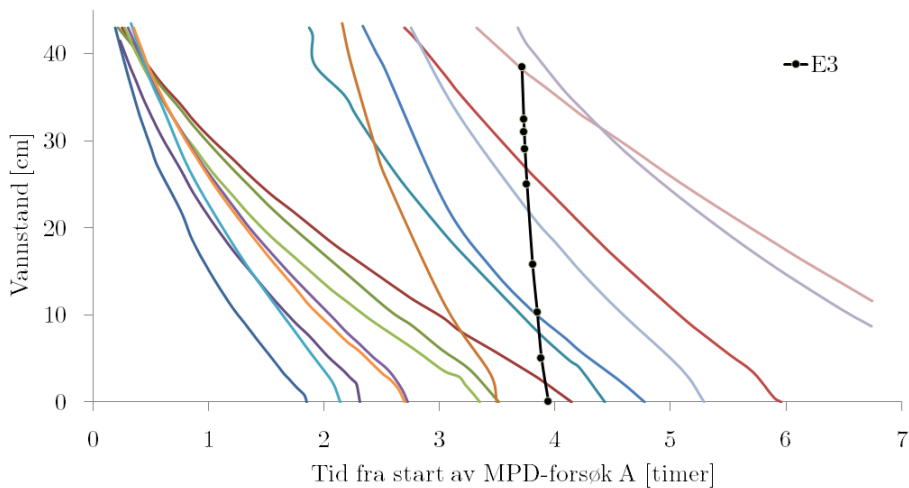


Figur B.4: Konsentrasjon av TOC, Pb, Cd og Cr i utløpet etter eksponering for veisalt.

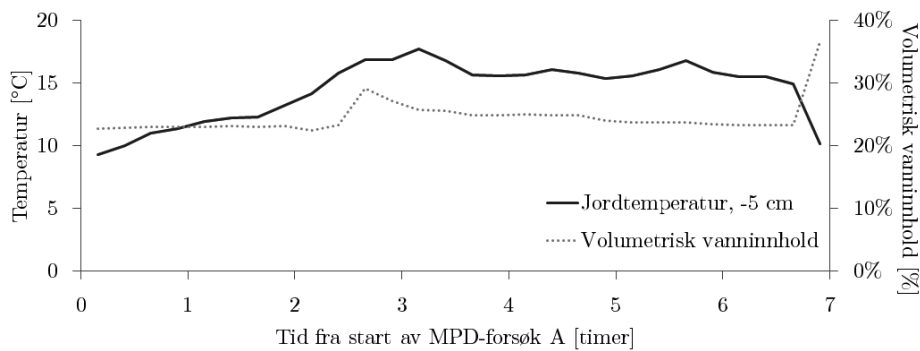
Tillegg C

MPD-forsøk

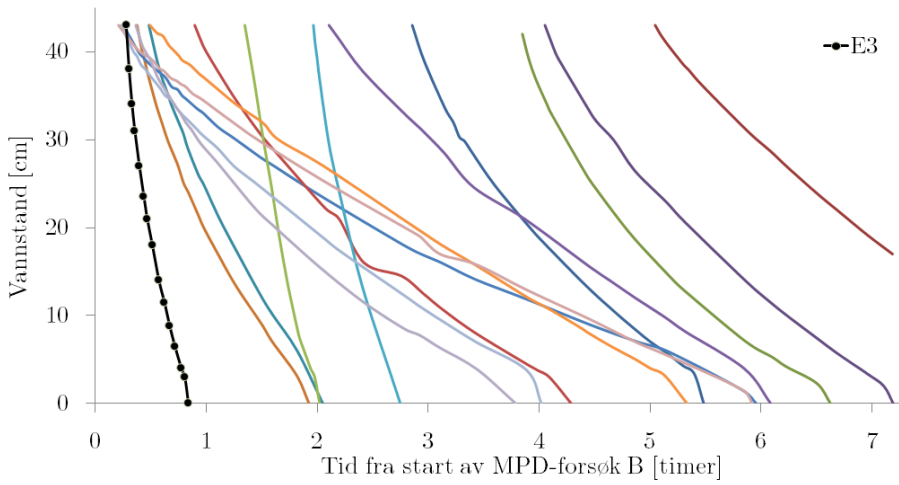
Figur C.1 og figur C.3 viser endring i vannstand over tid for de 16 ulike målepunktene under hhv. feltforsøk 1 (MPD-A) og feltforsøk 5 (MPD-B). Kolonne E3 skiller seg ut som den hvor vannet infiltrerer raskest under begge forsøkene, hvilket forklarer det høye standardavviket diskutert i 4.4.1. Jordtemperatur 5 cm ned i filtermediet og volumetrisk vanninnhold målt under feltforsøk 1 og feltforsøk 5 vises i hhv. figur C.2 og figur C.4. Mot slutten av MPD-forsøk A stiger volumetrisk vanninnhold plutselig, samtidig som temperaturen faller. Dette skyldes sannsynligvis interaksjon mellom sensoren og vannet som ble infiltrert i en MPD-kolonne.



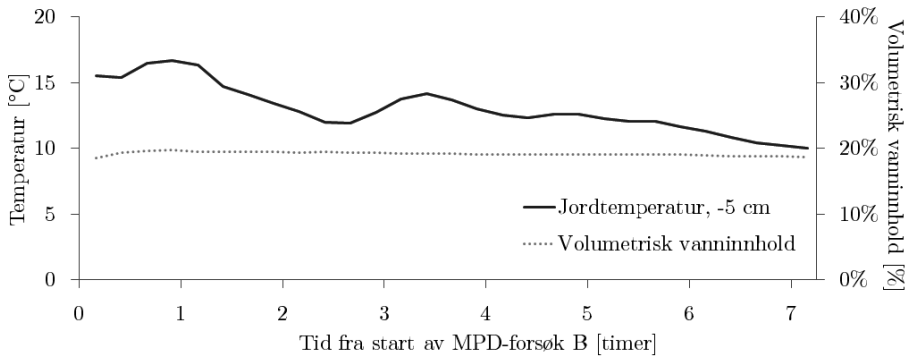
Figur C.1: Vannstandsending i de ulike kolonnene under MPD-forsøk A.



Figur C.2: Fysiske forhold i regnbedet under MPD-forsøk A.



Figur C.3: Vannstandsending i de ulike kolonnene under MPD-forsøk B.



Figur C.4: Fysiske forhold i regnbedet under MPD-forsøk B.