

REGNBED SOM TILTAK FOR OVERVANNSHÅNDTERING I SMÅHUSBEBYGGELSE

RAIN GARDENS AS MEASURES FOR STORMWATER MANAGEMENT IN AREAS
WITH INDIVIDUAL HOUSING

VEGARD SAKSÆTHER OG KJETIL STRAND KIHLGREN

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP
INSTITUTT FOR MATEMATISKE REALFAG OG TEKNOLOGI
MASTEROPPGAVE 30 STP. 2012



Forord

Denne masteroppgaven er siste del av vårt masterstudium i vann- og miljøteknikk ved Universitetet for miljø- og biovitenskap. Gjennom årene på UMB har vi tilegnet oss mye kunnskap som vi nå ser frem til å kunne ta med oss ut i arbeidslivet som sivilingeniører.

Det har vært interessant og lærerikt å arbeide med masteroppgaven. Arbeidet har gitt oss god kunnskap om regnbed og overvannshåndtering generelt. Oppgaven er i stor grad basert på informasjon etter egne observasjoner under feltarbeid, hvor vi også har erfart at ting ikke alltid går helt som planlagt. Dette har til tider skapt frustrasjon og nervøs latter på lesesalen. Til tross for dette, har vi jevnt over hatt et godt samarbeid, og sitter igjen med mange gode minner fra de lange dagene og nettene sammen med VM-gjengen på Fløy V.

Først vil vi takke vår hovedveileder Jarle T. Bjerkholt og biveileder Bent C. Braskerud (NVE) for meget god oppfølging og en spennende oppgave.

Vi vil takke Kim Paus (NTNU) og Torstein Dalen (NTNU) for nyttig utveksling av informasjon og råd gjennom oppgaveperioden.

Takk til Eivind og Sigfrid Fremstad for tilgang til regnbedet i Nils Bays vei 21. Takk til Rolf Arne Grande for tilgang til regnbedet i Hammonds Veg 8, i tillegg til nydelig hjemmelaget honning.

En rekke andre aktører har bidratt til å hjelpe oss frem med masteroppgaven. Med dette vil vi rette en stor takk til:

- Ole Einar Garder (Sweco Norge AS)
- Jo Egil Klever (Selvstendig næringsdrivende/ISS)
- Arild Karlsen (Gauldal brann og redning)
- Helen French og andre aktører i ExFlood prosjektet
- Bioforsk for lån av infiltrrometer
- Mamma og Pappa x 2

Vi vil takke alle våre trofaste venner som jobbet ved vår side under masterperioden på Fløy V.

Til slutt vil vi rette en ekstra takk til Bent C. Braskerud, for brennende engasjement og mange hyggelige dager i felt.

Ås, 14. mai 2012

Vegard Saksæther

Kjetil Strand Kihlgren

Sammendrag

Klimafremskrivninger varsler en fremtid med hyppigere og mer intense nedbørhendelser. Stadig utbygging av flere sentrumsnære boliger medfører høyere grad av fortetting, og skaper store avrenningsvolum som infrastrukturen ofte ikke er dimensjonert for å takle. Store investeringskostnader knyttet til oppgradering av ledningsnett fremmer nytenking, og resulterer i at overvann i større grad håndteres lokalt. Denne oppgaven omhandler regnbed som tiltak for overvannshåndtering. Regnbed kan beskrives som en beplantet nedsenkning i terrenget, hvor det forekommer infiltrasjon og fordrøyning av overvann. Per i dag er regnbed et lite kjent og benyttet overvannstiltak i Norge.

Tre regnbed i småhusbebyggelse ble undersøkt med hovedfokus på hydrologisk ytelse under norske forhold. To regnbed i Oslo og ett i Melhus kommune utgjorde testobjektene i feltarbeidet, der geometrisk oppmåling, infiltrasjonsmålinger og vannføringsmålinger ble utført. Installerte instrumenter logget naturlige nedbørhendelser i regnbedene.

Forsøkene knyttet til hydrologisk ytelse ble gjennomført ved å utsette regnbedene for kraftig hydraulisk belastning (syntetisk nedbør). Det ble etterstrebet at tilførte vannmengder skulle tilsvare nedbørhendelser med 25 - 50års gjentaksintervall. Regnbedenes hydrologiske ytelse ble bestemt ved blant annet måling av videreført vannføring og dreneringstid. Målingene ga grunnlag for beregning av flomtoppreduksjon og forsinkelsestid. Observasjoner fra feltarbeid ble i tillegg benyttet i hydrologiske modeller for å simulere nedbørhendelser utover observasjonsgrunnlaget.

Resultater fra simulert syntetisk nedbør viser en betydelig demping av kraftige nedbørhendelser opp til 50års gjentaksintervall. Resultater fra modellering viser at regnbedene er sårbare overfor nedbør med høy intensitet og kort varighet. Regnbedenes geometri spiller en viktig rolle for god hydrologisk ytelse. Ved bruk av større overflateareal viser resultatene forholdsvis god tilbakeholdelse.

Storskalaimplementering av regnbed i et eksisterende delfelt i Veumdalen i Fredrikstad kommune, viser at regnbedene holdt tilbake hele 20års regnet. Dette ga en betydelig vannføringsreduksjon ut av delfeltet. I nedbørfelt med høy andel impermeable flater, bør imidlertid ytterligere overvannstiltak vurderes for å oppnå tilfredsstillende reduksjon av vannføring.

Regnbedets ytelse under kalde forhold påvirkes ikke nødvendigvis av frost i jorden. Imidlertid kan frosttypen være av stor betydning. Porøs og granulær frost kan ha god infiltrasjonsevne, grunnet åpne porekanaler. Betongfrost er derimot impermeabel, og kan svekke hydrologisk ytelse betydelig. Frosttypen avhenger av grad av vannmetning, temperatur og jordtekstur i filtermedia. Observasjoner kan tyde på at regnbed fungerer bra under kalde forhold, med forbehold om god vannledningsevne under varme forhold og lavt vanninnhold ved temperaturer under 0 °C.

Abstract

Climate projections foresee more frequent and intense precipitation events in the future. An increasing development of centrally located housing involves a higher degree of densification, and creates large runoff volumes that infrastructure is often not designed to handle. Large investment costs associated with upgrading the pipeline network promotes innovation, handling the stormwater locally. This thesis treats rain gardens as measures for stormwater management. Rain gardens can be described as a planted depression in the ground, which allows infiltration and retention of stormwater runoff. Today rain gardens are little known and rarely used as a stormwater measure in Norway.

Three rain gardens in areas with individual housing were studied, focusing on hydrological performance under Norwegian conditions. The field investigations were conducted in the municipalities of Oslo and Melhus. Geometric-, infiltration- and flow measurements were performed at each site, and installed instruments logged actual precipitation events in the rain gardens.

The experiments related to the hydrological performance were conducted by exposing the rain gardens to a heavy hydraulic load (synthetic precipitation). It was pursued to make the supplied water volumes correspond to precipitation events with a 25-50 year return period. Hydrological performance was determined by measurement of the outlet flow and filter bed drain time. The measurements provided the basis for the calculation of peak flow reduction and retention time. Observations from the field investigations were additionally applied in hydrological models, to simulate rainfall events beyond the observational basis.

Results from the simulated synthetic precipitation show a significant reduction of heavy precipitation events up to a 50 year return period. Results from modeling simulations show that rain gardens are vulnerable with regard to precipitation with high intensity and short duration. The geometry features an important role in the hydrologic performance of rain gardens. The results show a fairly satisfactory retention, using a larger surface area.

Large-scale implementation of rain gardens in an existing sub-catchment in Veumdalen, Fredrikstad, showed that the rain gardens retained a precipitation event with a 20 year return period. This reduced the water flow out of the sub-catchment significantly. In order to achieve satisfactory reduction of discharge from sub-catchment with high proportion of impermeable surfaces, additional storm water measures should be considered.

The performance of rain gardens during cold climate conditions is not necessarily affected by the presence of soil frost. The frost type however, is of great importance. Porous and granular frost may provide a high infiltration capacity, due to open pore canals in the soil. Concrete frost however, appears impermeable and may impair the hydrological performance significantly. The frost type depends on the degree of water saturation, temperature and soil texture in the filter media. Observations suggest that rain gardens perform well under cold

Grunnlag og finansiering av oppgaven

Oppgaven er underlagt arbeidspakke tre i forskningsprosjektet ExFlood; effektivitetsvurdering av eksisterende tiltak. ExFlood er en del av Forskningsrådets store klimaforskningsprogram ”Klimaendringer og konsekvenser for Norge – NORKLIMA”. Hovedsakelig har ExFlood bekostet timeforbruket i oppfølgingen av oppgaven, inkludert trykking. Bent C. Braskerud har stått for konstruksjon av samtlige regnbed, og bekostet regnbedet i Langmyrgrenda 34B. EU Iterreg 4b-prosjektet SAWA har bekostet 50 % av regnbedene og måleutstyret i Nils Bays Vei 21 og Hammonds Veg 8, mens NVE dekket resterende 50 % av måleutstyret. NVE og Rolf Grande dekket resten av regnbedet i Hammonds Veg 8, og VAV i Oslo kommune bekostet resterende 50 % i Nils Bays Vei 21.

Innholdsfortegnelse

1	Innledning.....	1
2	Bakgrunn	3
2.1	Klima	3
2.1.1	IPCC	3
2.1.2	Klimascenarier	3
2.1.3	Klimamodeller.....	4
2.1.3.1	Globale og regionale klimamodeller	5
2.1.4	Fremskrivninger for Norge.....	6
2.1.4.1	Temperatur.....	6
2.1.4.2	Nedbør.....	7
2.1.4.3	Avrenning	8
2.1.4.4	Havstiging	8
2.1.5	Hvor pålitelige er fremskrivningene?.....	8
2.2	Avløpssystemet i Norge.....	9
2.2.1	Oppbygning	9
2.2.2	Tilstand.....	10
2.2.3	Miljøkonsekvenser av overløp og lekkasjer	11
2.2.4	Utfordringer og tiltak	12
2.2.4.1	Urbanisering og fortetting.....	12
2.2.4.2	Klimatilpasning av eksisterende avløpssystemer	13
3	Regnbed.....	15
3.1	Oppbygning	16
3.1.1	Plassering	16
3.1.2	Stedegne masser og drensledninger	17
3.1.2.1	Anlegg med infiltrasjon og etterfylling av grunnvann	17
3.1.2.2	Anlegg med filtrering og delvis fornyelse av grunnvann.....	17
3.1.2.3	Anlegg med infiltrasjon, filtrering og etterfylling av grunnvann	17
3.1.2.4	Anlegg med kun filtrering.....	17
3.1.3	Rotsonen.....	18
3.1.4	Lagersonen	18
3.1.5	Planter.....	18
3.2	Filtermedia.....	19

3.2.1	Porøsitet.....	20
3.2.2	Permeabilitet.....	20
3.2.3	Hydraulisk konduktivitet.....	20
3.2.4	Jordfuktighet.....	22
3.3	Hydrologiske prosesser.....	22
3.3.1	Vannbalanse	23
3.3.2	Infiltrasjon	24
3.3.2.1	Tensjon	24
3.3.2.2	Feltkapasitet	25
3.3.3	Evapotranspirasjon	26
3.3.4	Spissvannføring.....	26
3.3.5	Forsinkelsestid.....	27
3.3.6	Overflatemagasinerings	27
3.3.7	Dreneringstid.....	28
3.4	Regnbed i kaldt klima.....	29
3.4.1	Temperatur	29
3.4.2	Frossen jord.....	30
3.4.3	Lengde på vekstsesong.....	31
3.4.4	Snødybde og snøsmelting.....	32
4	Metode.....	33
4.1	Geometrisk oppmåling	33
4.1.1	Areal av regnbed	33
4.1.2	Overflatevolum av regnbed.....	34
4.1.2.1	Transektmetoden	34
4.1.2.2	Rutenettmetoden.....	34
4.1.3	Tilgjengelig volum i filtermedia	35
4.1.4	Areal nedbørfelt.....	35
4.2	Uttak og analyse av filtermedia	35
4.3	Beskrivelse av regnbedene	36
4.3.1	Langmyrgrenda 34B (L34B).....	38
4.3.2	Nils Bays Vei 21 (NB21)	40
4.3.3	Hammonds veg 8 (H8)	42
4.3.4	Loggerutstyr i regnbedene.....	44

4.3.4.1	L34B	44
4.3.4.2	NB21	44
4.3.4.3	H8	44
4.3.5	Jordanalyser	45
4.4	Måling av hydrologiske og klimatiske parametere	48
4.4.1	Vannføringsmålinger	48
4.4.1.1	Skarpkantet V-overløp	48
4.4.1.2	Steinsatt renne i V-profil	49
4.4.1.3	Bøtte - tid metoden	49
4.4.2	Infiltrasjonsmålinger	50
4.4.2.1	Infiltrometertest	50
4.5	Bestemmelse av hydrologisk ytelse	52
4.5.1	Test med syntetisk nedbør	52
4.5.1.1	Eksempel på simulering med syntetisk nedbør, L34B	53
4.6	Modeller	54
4.6.1	RECARGA	54
4.6.2	Mike Urban	54
4.7	Sammenligning av regnbed ved modellkjøring	55
4.7.1	Kalibrering	55
4.7.2	Verifisering	56
4.7.3	Feilkriterium	56
4.8	Storskalaimplementering	58
4.8.1	Beskrivelse av fremgangsmåte	58
4.8.2	Design av regnbed benyttet i Mike Urban	61
5	Resultater og diskusjon	63
5.1	Infiltrasjon	63
5.1.1	L34B	63
5.1.2	NB21	63
5.1.3	H8	64
5.1.4	Kommentarer	64
5.1.5	Sortering	65
5.2	Hydrologisk ytelse	66
5.2.1	Testing med syntetisk nedbør	66
5.2.1.1	L34B	67

5.2.1.2	NB21	70
5.2.1.3	H8	73
5.2.2	Naturlige nedbørhendelser	76
5.2.2.1	L34B	76
5.2.2.2	H8	77
5.3	Sammenligning av regnbed	78
5.3.1	Modellens presisjon.....	80
5.4	Storskalaimplementering	82
5.5	Bruk av regnbed for håndtering av styrtregn i småhusbebyggelse.....	87
5.6	Betraktninger rundt kaldt klima.....	89
6	Konklusjon	93
7	Referanser.....	95
8	Vedleggsliste	101

1 Innledning

Hovedfokus i oppgaven er å beskrive regnbed som tiltak for overvannshåndtering i småhusbebyggelse i Norge.

Mellom juni 2011 og februar 2012, ble det utført feltarbeid ved tre etablerte regnbed i Oslo og Melhus kommune, der hovedformålet var å kartlegge regnbedenes funksjon under kraftige nedbørhendelser, konstruert i form av syntetisk nedbør.

Basert på resultater fra feltarbeidet, ble hydrologiske modeller benyttet for å simulere regnbedenes virkning ved nedbørepisoder og omstendigheter utover observasjonsgrunnlaget opparbeidet i felt. Observasjoner fra litteraturen ble benyttet som sammenligningsgrunnlag i diskusjonen rundt resultatene.

Opgaven søker å besvare tre problemstillinger:

- *I hvilken grad er regnbed egnet som tiltak for overvannshåndtering i småhusbebyggelse?*
- *Hvilken effekt har storskalaimplementering av regnbed på eksisterende avløpssystem, og utgjør dette en forskjell i avrenningsmønster?*
- *Hvordan fungerer regnbed under kalde forhold?*

Opgaven gir først en innføring i bakgrunnen for regnbed som LOD-tiltak, hvor klimafremskrivninger, avløpssystemet i Norge og utfordringer ved overvannshåndtering presenteres. Videre følger en gjennomgang av regnbedets oppbygning, hydrologiske prosesser, samt opptreden i kaldt klima. I metodekapittelet presenteres tre undersøkte regnbed og metodene benyttet ved kartlegging av hydrologisk ytelse. I tillegg beskrives forutsetninger og oppbygning av to hydrologiske modeller benyttet i oppgaven. Resultater og observasjoner fra feltarbeid og modellsimuleringer presenteres og diskuteres på bakgrunn av litteratur

2 Bakgrunn

2.1 Klima

Klimaet i Norge avhenger av det globale klimasystemet, et komplisert system som fortsatt ikke fullt ut kan beskrives. På bakgrunn av resultater fra globale klimamodeller, har klimafremskrivninger for Norge blitt utført ved nedskalering av globale fremskrivninger (Hanssen-Bauer et al. 2009). I studiet fokuseres det på hvilke endringer som kan ventes i Norge i det 21. århundre.

2.1.1 IPCC

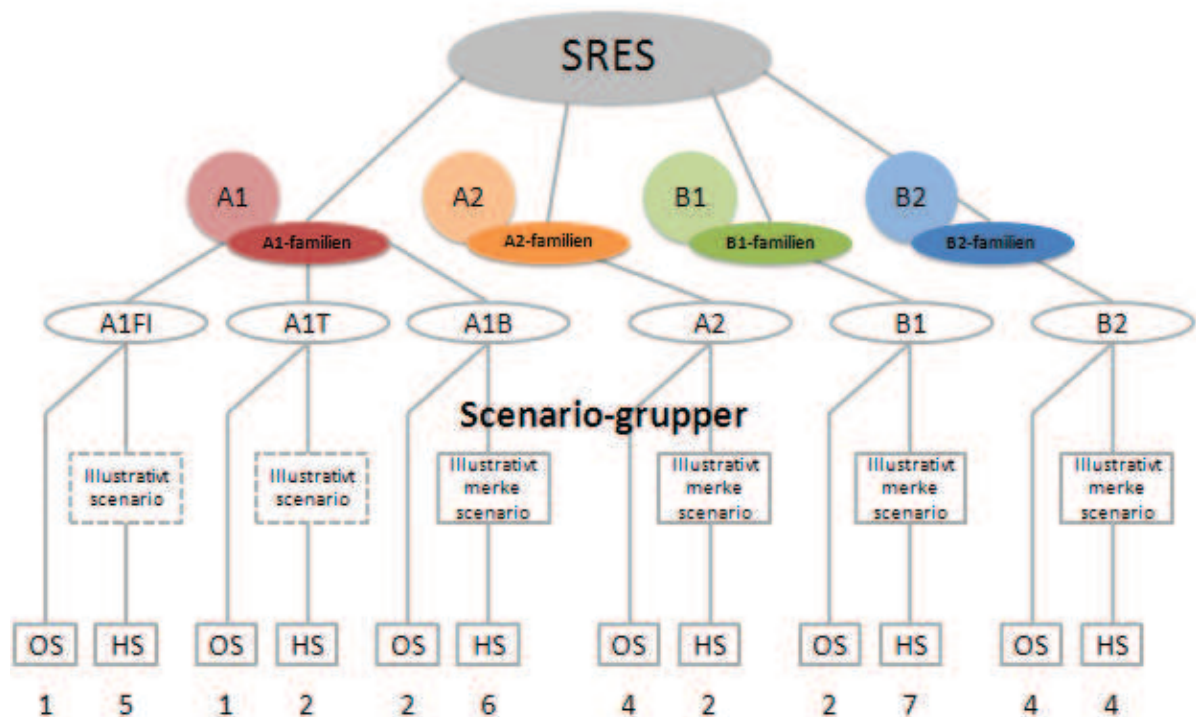
IPCC (FNs klimapanel) er et vitenskapelig panel og verdens ledende internasjonale organ for vurdering av klimaendringer. Panelet har som formål å frembringe best mulig faglig og vitenskapelig kunnskap rundt klimaendringer, samt miljømessige og samfunnsøkonomiske påvirkninger klimaendringene kan medbringe. Panelet består av anerkjente forskere fra hele verden som vurderer relevant vitenskapelig, teknisk og samfunnsøkonomisk informasjon for bedre å kunne forstå klimaforandringene. Rapportene panelet utgir skal gjenspeile en rekke synspunkter og stor geografisk dekning. De blir kvalitetssikret av eksterne eksperter og myndigheter, for å sikre en objektiv og fullstendig vurdering (IPCC).

Rapportene utarbeides av tre arbeidsgrupper. IPCC har i alt publisert fire hovedrapporter, der den første rapporten ble utgitt i 1990. Den siste ble publisert i 2007, og består av fire bind under tittelen «Climate Change 2007»

2.1.2 Klimascenarier

Det benyttes modeller til estimering av blant annet fremtidens klimaendringer. Modellene avhenger av at det utvikles grunnleggende scenarier som det kan konstrueres beregninger ut i fra (Nakicenovic et al. 2000). Etter at IPCC ble etablert, var utvikling av utslippsscenarier for drivhusgasser den første oppgaven den tredje arbeidsgruppen ble tildelt. De første scenariene ble ferdig utarbeidet i 1989. Siden den gang, har ny informasjon, som for eksempel endret syn på svovelutslipp og inntektsfordeling mellom den fattige og rike delen av verden, gjort det nødvendig å oppdatere utslippssceniene i flere omganger. Som følge av kritiserte svakheter i tidligere utslippssceniene, fikk den tredje arbeidsgruppen i 1996 oppgaven å utvikle en spesialrapport, SRES (Special Report on Emission Scenarios), publisert i 2000 (Kolshus 2000). Scenariene i SRES beskriver en antagelse av fremtidige drivhusgassutslipp, og er delt inn i fire «familier», A1, A2, B1 og B2, illustrert i figur 1. Scenariofamiliene beskriver ulike alternativer for fremtidsutvikling, og dekker et bredt spekter av demografiske, økonomiske og teknologiske drivkrefter. Familiene deles videre inn i seks scenariogrupper. A1 deles inn i ytterligere tre undergrupper basert på verdens fremtidsbehov for fossilt brensel. A1FI og A1T er ytterpunkter for henholdsvis høyt og lavt forbruk. Fra hver scenariogruppe er det med modeller utviklet et varierende antall enkeltscenarier, totalt 40. Arbeidet med disse scenariene

har resultert i seks illustrative scenarier, der alle er like sannsynlige og likeverdige (Nakicenovic et al. 2000).



Figur 1. Skjematisk fremstilling av SRES scenariene. Fritt etter Nakicenovic et al. (2000)

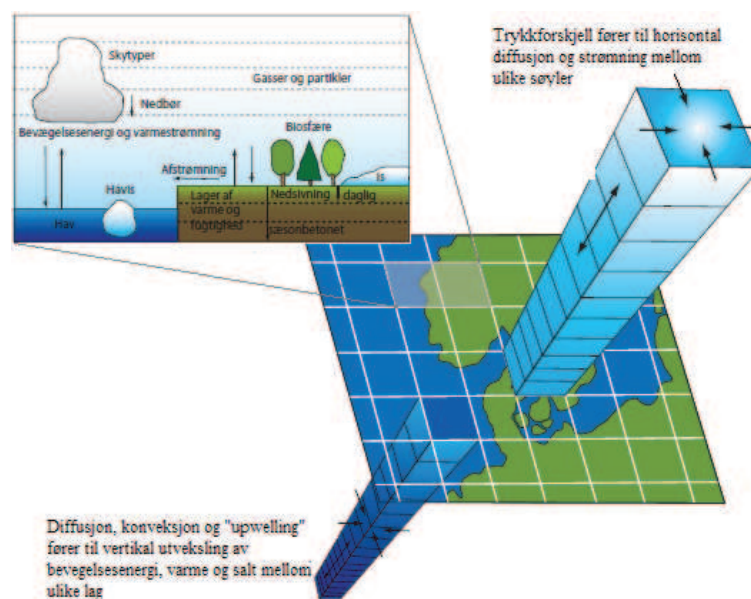
2.1.3 Klimamodeller

Kunnskap om atmosfæren og havstrømmene er essensielt for å forstå dagens klima og antatt klima i fremtiden. Klimasystemets kompleksitet er vanskelig å analysere, og det er derfor nødvendig å forenkle systemet. En klimamodell er en matematisk formulering av fysiske lover som beskriver virkeligheten. For å bygge en troverdig klimamodell, er det nødvendig å utvikle matematiske ligninger som blant annet beskriver vind, havstrømmer, nedbør, temperatur etc. Videre må modellen kunne beskrive prosesser som solinnstråling, skygevirking fra sotpartikler etter vulkanutbrudd, innholdet av klimagasser og partikler i luften, fargen på jordoverflaten grunnet refleksjon fra is og snø m.m. Modellen er videre avhengig av å bli «matet» med utviklingsscenarier tilsvarende SRES. I tillegg er det nødvendig med realistiske initialverdier, eksempelvis hav- og lufttemperaturer (Christiansen 2007; Johannessen 2009).

2.1.3.1 Globale og regionale klimamodeller

Det eksisterer mange globale klimamodeller, der de mest omfattende er GCM (General Circulation Models). Modellene har til formål å simulere klimasystemet i sin helhet. De beskriver en tredimensjonal karakter av klimaet, der modeller som beskriver jordens atmosfære og verdenshavene kobles sammen. Simuleringen gir svar på hvordan atmosfære og hav samhandler og påvirker hverandre (Davies & Simonovic 2005; Johannessen 2009).

Modellene bygges opp av variabler organisert i et rutenett, med en typisk horisontal oppløsning rundt et par hundre kilometer. I vertikal retning er det ofte 30 - 40 lag i atmosfæremodellene, og 20 - 30 lag i havmodellene (se figur 2). Som følge av den lave oppløsningen, vil ikke de globale klimamodellene kunne inkludere prosesser som foregår på områder mindre enn det rutenettet dekker. Det er viktig at prosessene beskrives så nøyaktig som mulig ut i fra grunnleggende fysiske lover. Beskrivelse ved hjelp av empiriske sammenhenger bør unngås. Disse vil ofte være upresise, da klimaet stadig er i endring. Den fysiske beskrivelsen gjøres ved parametrisering, der nødvendige parametre som uttrykker en prosess karakteriseres og defineres. (Christiansen 2007; Hanssen-Bauer et al. 2009).



Figur 2. Skjematisk illustrasjon av hvordan en klimamodell er bygd opp. Fritt etter Christiansen (2007)

For at globale fremskrivninger skal ha praktisk betydning for lokalsamfunn, i form av infrastrukturelle tiltak etc., er det nødvendig å nedskalere resultatene til et regionalt nivå. Nedskalere vil si å øke den romlige oppløsningen og innføre mindre tidsintervaller. Dette gir regionale og lokale klimafremskrivninger et høyere detaljnivå. Det benyttes blant annet «statistiske» og «dynamiske» nedskalingsmetoder. Hanssen-Bauer et al. (2009) beskriver den førstnevnte ved at historiske observasjoner benyttes til å identifisere og tallfeste statistiske sammenhenger mellom klimaet som helhet og lokale forhold. Gitt at disse sammenhengene

ikke forandrer seg med tiden, kan de benyttes til å beregne lokalt klima ut fra endringer identifisert av koblede atmosfæremodeller. Den andre metoden benytter en dynamisk regional atmosfæremodell, kalt RCM (Regional Circulation Models). En slik modell beskriver grunnleggende fysiske prosesser med samme ligninger og baserer seg på inndata i form av randbetingelser fra en GCM. Det romlige rutenettet er ofte mellom 30 og 100 km, men det har også blitt kjørt langtidssimuleringer på rutenett helt ned til 10 - 20 km (Davies & Simonovic 2005; Hanssen-Bauer et al. 2009).

Resultatene fra nedskaleringemetodene settes så sammen i to fremskrivningsgrupper, kalt «ensembler». Ett ensemble basert på dynamiske, og ett basert på statistiske metoder. Fremgangsmåten gir erfaringsmessig et mer realistisk bilde av fremtiden, og usikkerheten i de forskjellige fremskrivningene kommer tydeligere frem (Hanssen-Bauer et al. 2009).

2.1.4 Fremskrivninger for Norge

Norge er delt inn i 13 nedbør- og 6 temperaturregioner (Hanssen-Bauer 2005). Fremskrivningene bygger på resultater fra koblede klimamodeller, der utslippsscenariene B1, A1B og B2 ligger til grunn. Temperatur- og nedbørresultatene kommer frem etter en sammenligning mellom henholdsvis 72 og 22 forskjellige nedskalerte fremskrivninger. Disse er delt inn i gruppene lav, middel og høy, der M er middelfremskrivningen. 10% av fremskrivningene har lavere eller høyere verdi. Utvalgte fremskrivninger er etterbehandlet slik at de inneholder detaljert klimainformasjon i et rutenett med en oppløsning på 1 km², og dekker hele Norge. Detaljrik informasjon om fremtidens klima gir et godt innblikk i hvordan blant annet konstruksjoner bør dimensjoneres med tanke på hydrologiske variabler, eksempelvis flom grunnet økt nedbør og havstigning (NOU 2010:10). På bakgrunn av fremskrivninger, har det i NOU (2010:10) blitt utviklet følgende regionale klimafremskrivninger for Norge i det 21. århundre.

2.1.4.1 Temperatur

Basert på lav, middels og høy fremskrivning vil gjennomsnittstemperaturen øke med henholdsvis 2,3°C, 3,4°C og 4,6°C, med størst stigning i vinterhalvåret. Temperaturstigningen vil i gjennomsnitt øke mest i Finnmark, der høy fremskrivning anslår en stigning på 5,4°C. Den generelle stigningen medfører at vekstsesongen¹ vil øke med 1-2 måneder for store deler av landet. Middelfremskrivning for gjennomsnittstemperatur i Norge i år 2050 og i år 2100, er vist i figur 3.

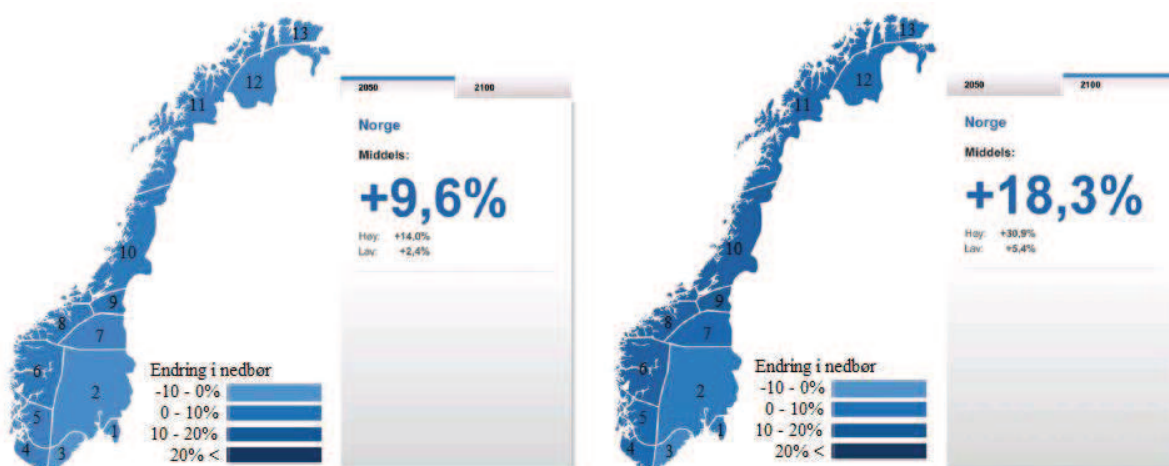
¹ Vekstsesong for Norge er definert som antall dager med middeltemperatur over 5°C (NOU 2010:10).



Figur 3. Middelfremskrivning av gjennomsnittlig temperaturstigning for Norge i år 2050 og i år 2100. Fritt etter NOU (2010:10)

2.1.4.2 Nedbør

Den årlige gjennomsnittsnedbøren for lav, middel og høy fremskrivning, kan forventes å øke med henholdsvis 5 %, 18 % og 31 %. Det vil være både en sesong- og geografiavhengig økning. Middelfremskrivningen antar en snittøkning for landet på 20 % for høst, vinter og vår, og 10 % for sommeren. For høsten gir den samme fremskrivningen en økning på 25 % for Vestlandet, og tilsvarende økning om vinteren for Østlandet og indre strøk av Trøndelag. Middelfremskrivningen antar imidlertid en nedbørreduksjon mellom 5 % og 10 % på Sør- og Østlandet om sommeren, mens for samme årstid vil nedbøren øke med 20 % i Nordland. Generelt vil det for hele Norge utover i det 21. århundre være en økning i antall dager med store nedbørmengder. Historisk sett viser middelfremskrivningen en trend som i stor grad samsvarer med observerte endringer gjennom 1900-tallet. En høy fremskrivning harmonerer med utviklingen de siste 20-30 årene. Nedbørfremskrivninger er vist i figur 4.



Figur 4. Middelfremskrivning av gjennomsnittlig nedbørøkning for Norge i år 2050 og i år 2100. Fritt etter NOU (2010:10)

2.1.4.3 Avrenning

På landsbasis vil avrenning fra mark øke, men med sesong- og geografimessige variasjoner. Temperaturen spiller en viktig rolle for mengden avrenning, da den påvirker evaporasjonen og om nedbøren blir lagret som snø på mark. Det fremskrives at det generelt vil være større avrenning om høsten og vinteren, og nedgang om sommeren. Avrenning, sammen med direkte nedbør i vannforekomster, er hovedårsakene til flom. Det er ventet at temperaturstigninger vil føre til stadig tidligere vårflommer, samt en økning av flommer på senhøsten og om vinteren. Videre antas at regnflommer vil være dominerende utover i århundret, mens sannsynligheten for store smelteflommer reduseres. Det understrekes imidlertid i NOU (2010:10) at det er stor usikkerhet knyttet til fremskrivninger for flom.

2.1.4.4 Havstiging

Stigning av havnivå skyldes primært termisk ekspansjon og smelting av landis. Basert på en rapport av Vasskog et al. (2009), ref. i NOU (2010:10), estimeres havnivået til å stige 70 cm langs sør- og vestlandskysten, 60 cm i Nord-Norge og omlag 40 cm i Oslo- og Trondheimsfjorden. Den geografiske variasjonen skyldes ulik grad av landheving langs norskekysten. Grunnet stor usikkerhet rundt fremskrivninger av havnivået, er estimatene oppgitt med en usikkerhet på -20 til +35cm.

2.1.5 Hvor pålitelige er fremskrivningene?

Det er mange usikkerhetsmomenter knyttet til fremskrivning av klimaet. Enkelte av feilkildene er tallfestet og kan tas høyde for. De usikre kildene deles vanligvis inn i fire hovedkategorier (Iversen et al. 2005; NOU 2010:10):

Naturlige klimavariasjoner er klimatiske svingninger, og kan ha en varighet fra ett til mer enn hundre år. Hvorvidt forandringene skyldes naturlige klimavariasjoner eller klimaendringer kan bare sannsynliggjøres.

Kunnskap om ytre prosesser er i de siste dekadene godt kjent grunnet målinger. Hvordan de ytre prosessene opptrådte før målingenes tidsalder, og hvordan utviklingen vil være i fremtiden, er vanskelig å si noe nærmere om.

Antropogene påvirkninger knyttes først og fremst opp mot utslippet av drivhusgasser, men også faktorer som avskogning og endring i arealbruk påvirker klimaet. Omfanget av antropogene aktiviteter i fremtiden kan ikke med sikkerhet fastslås, men scenarier er forsøkt utviklet (SRES).

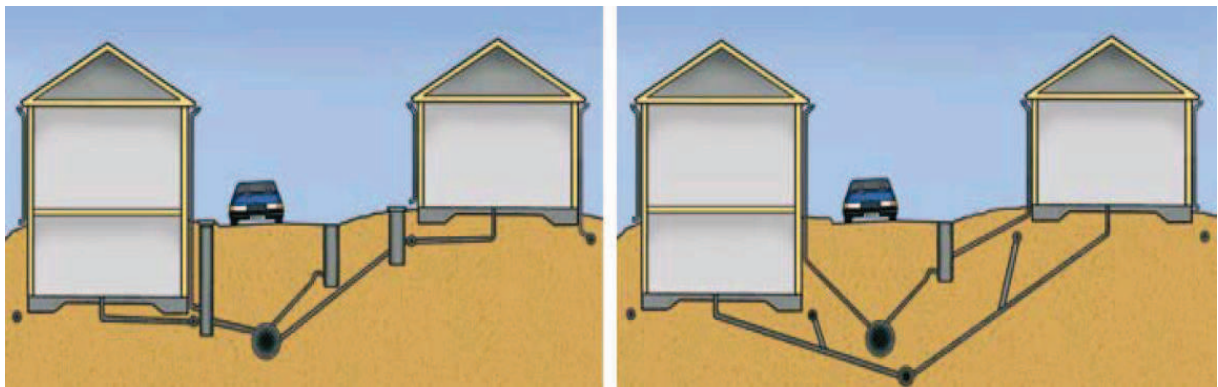
Ukjente forhold og mangelfull kunnskap uttrykker muligheten for at det er prosesser i klimasystemet som ikke er oppdaget. Klimasystemet er komplekst, og det lar seg ikke gjøre å beskrive det fullt ut.

2.2 Avløpssystemet i Norge

Klimaendringer og økt grad av urbanisering fører til store avrenningsvolum som den norske infrastrukturen mange steder ikke er dimensjonert for å takle. Avløpsnettets har i dag jevnt over begrenset kapasitet. Økte vannmengder vil derfor føre til hyppigere overløpsutslipp og økt utvasking av miljøgifter som akkumuleres på overflaten i fortettede områder (Lindholm & Bjerkholt 2011). Generelt lav standard på avløpssystemet medfører at VA-bransjen står ovenfor store utfordringer i årene fremover.

2.2.1 Oppbygning

Avløpsnettets i Norge er hovedsaklig bygd opp av to forskjellige systemer, fellessystem og separatsystem (se figur 5).



Figur 5. Oppbygning av avløpssystem. Til venstre: Fellessystem. Til høyre: Separatsystem. Fritt etter Svenskt Vatten (2007)

Et fellessystem vil si at både overvann og spillvann transporteres i samme ledning. Under tørrvær består vannføringen av spillvann, drens vann samt vann i grunnen som trenger inn i ledningsnettets grunnet lekkasjer. Fellessystemer kjennetegnes ofte av store ledningstverrsnitt, da de i tillegg er dimensjonert for overvann. Dimensjonering av avløpsledninger bør utføres med hensyn på den mest samfunnsøkonomiske diameter, noe som innebærer å dimensjonere for et bestemt gjentaksintervall. Ved for eksempel å dimensjonere ledningsnettets for et 50-års regn, forventes det at nedbørhendelser større enn dette vil forårsake høyere oppstuvning enn tillatt. Skadeutgifter som følge av flom avtar ved valg av høyt gjentaksintervall, mens større ledningstverrsnitt medfører til gjengjeld økte anleggs- og driftskostnader. Teoretisk sett kan det sies at den mest samfunnsøkonomiske diameter er ved utgiftens skjæringspunkt (Winther et al. 2011).

I fellessystem er det ofte installert overløp flere steder på nettet. Under nedbørhendelser der avrenningen overgår ledningsnettets kapasitet, trer overløpet i kraft og gir punktvis utslipp. Avlastingen skal redusere faren for tilbakeslag og kjelleroversvømmelser oppstrøms (Winther et al. 2011). Overløpet bedrer den hydrauliske kapasiteten, men introduserer store miljøutfordringer. Avlastet vannmengde ledes som regel direkte til resipient, uten noen form

for behandling. Dette vannet inneholder en rekke skadelige komponenter og beskrives i kapittel 2.2.3.

Separatsystem vil si at overvann og spillvann transporteres i separate rør. Spillvannsledningen har som regel en mindre ledningsdimensjon, da det er overvannet som gir de store volumstrømmene under regnvær. Ettersom overvannet ikke er tilkoblet avløpssystemet i bygninger, reduseres risikoen for tilbakeslag og kjelleroversvømmelser.

2.2.2 Tilstand

Avløpsledningsnettene er generelt sett preget av store lekkasjeproblemer. I rapporten «State of the Nation», utarbeidet av RIF (Rådgivende Ingeniørers Forening) i 2010, evalueres avløpssystemet. Rapporten peker blant annet på at gjennomsnittsalderen til det kommunale avløpsnettene i 2008 var 34 år. En vesentlig del av nettet ble lagt før 1970, og oppfyller ikke dagens krav til funksjon. Totalvurdering av avløpsnettene fikk karakteren 2, av 5 mulige². Videre fremkommer at den årlige fornyelsen av ledningsnettene har minket fra 2005 til 2008, fra 0,56 % til 0,45 % (RIF 2010). Dette anses som kritisk. Fornyelse er viktig, både for miljøet og for å unngå skader på bygningsmassen. Lekkasjer i ledningsnettene medfører at vann i grunnen infiltrerer inn i ledningene, og gir økte energikostnader knyttet til pumpestasjoner og ved renseanlegg (RIF 2010). Ifølge Ødegaard et al. (2009), angis infiltrasjonsvannmengder vanligvis som vannmengde pr. km ledningslengde. I tilfeller hvor det ikke foreligger tilstrekkelig informasjon om ledningsnettene, kan infiltrert vannmengde beregnes på bakgrunn av befolkningens størrelse i distriktet. Nye ledningsnett bør ikke dimensjoneres for en infiltrasjonsvannmengde mindre enn 100 l/pd. Ved eldre ledningsnett varierer infiltrasjonen betraktelig, men det er ikke uvanlig at den kan komme opp i 500 l/pd (Ødegaard et al. 2009).

Det er satt krav til overløp som er installert på ledningsnettene. I Forurensningsforskriften §§13 og 14, kommer det frem at «best tilgjengelig teknologi» skal legges til grunn. Videre ble det i forskriften satt krav til at samtlige kommuner, med virkning fra 31.12.2008, skal ha oversikt over alle overløp, samt registrering eller beregning av overløpenes driftstid over året (Aaby 2009). KLIF (Klima- og forurensningsdirektoratet, tidligere SFT) gjennomførte i 2008 en kontrollaksjon i kommunene, der de konkluderte med at det ble utført vannmengdeberegning i kun 33 % av overløpene (Aaby 2009). I VA Miljøblad (2007) stilles det funksjonskrav til blant annet god hydraulisk kontroll og at overløpet skal videreføre mest mulig av forurensningsstoffene. Aaby og Lindholm (2008) anslår at det totalt er rundt 5000 overløp i drift i Norge, der mindre enn 15 % av overløpene har hydraulisk kontroll, og mindre enn 5 % er bygget som partikkelavskillende overløp.

² Definisjon av karakteren 2: Anlegget er i en dårlig forfatning, funksjonaliteten er truet. Det kreves umiddelbar innsats for at ikke funksjonaliteten reduseres (RIF 2010).

2.2.3 Miljøkonsekvenser av overløp og lekkasjer

Grunnet varierende arealbruk og menneskelig aktivitet, vil overvann fra urbane områder ofte inneholde betydelige mengder forurensningsstoffer. Dette kan medføre alvorlige skader, både for helse og miljø. Urbane områder med fellessystem og hyppige overløpsutslipp kan forårsake kraftig forurensning av nærliggende vannforekomster. Oslo kommune har for eksempel valgt å definere alt overvann innenfor ring 2 som behandlingspliktig avløpsvann (Rosseland 2011). Mange av stoffene i spillvann finnes også i overvann. Ifølge Winther et al. (2011) vil følgende stoffgrupper ofte forekomme i overvann:

- Oksygenforbrukende stoff (Biologisk omsettelig organisk stoff og ammonium omsatt ved nitrifikasjon);
- Næringsstoffer som nitrogen og fosfor;
- Tungmetaller;
- Organiske mikroforurensninger og spesielle forbindelser med potensiell giftig effekt;
- Patogene mikroorganismer;
- Veisalt (NaCl).

Organisk stoff og næringsstoffer som fosfor og nitrogen kan forårsake massiv algeoppblomstring i vannforekomster. Når algene dør, brytes de ned av aerobe³ mikroorganismer. Dette kan medføre oksygenmangel og fiskedød, og i ytterste konsekvens ødelegge vannforekomsten. PCB og PAH er eksempler på organiske mikroforurensninger, og kan inneha giftige, arvestoffskadelige og kreftfremkallende forbindelser. Fekal forurensning forbindes først og fremst til spillvann, og vil i et fellessystem være en betydelig bestanddel. Infiserte mennesker og dyr utskiller store mengder patogene mikroorganismer gjennom avføring. De mest kjente mikroorganismene som det analyseres etter i forbindelse med fekal forurensning i Norge, er *Escherichia coli*, *Salmonella*, *Cryptosporidium parvum* og *Giardia intestinalis*.

I løpet av nedbørhendelser vil mengden av forurensningsstoffer i avløpssystemet variere. I nedbørepisodens startfase vil det grunnet økt skjærspenning oppstå en utvasking av akkumulert og sedimentert stoff fra overflater og i avløpsnett. Fenomenet øker stoffkonsentrasjonen, og går under betegnelsen «first flush». Videre utover i nedbørepisoden vil stoffkonsentrasjonen falle mot et nivå som samsvarer med tilførselen fra systemets kilder. (Winther et al. 2011).

Forurensningsstoffer i avløpssystemet gir ut fra det som fremkommer i RIF (2010) grunnlag for bekymring. I Norge ligger avløpsledninger i samme grøft som vannforsyningsledninger. Ved for eksempel driftsuhell eller brannvannsuttak kan det oppstå undertrykk i ledningene. Lekkasjer og oppstuvninger i avløpsnett kan derfor føre til at avløpsvann suges inn i drikkevannsforsyningen. Løland (2010) skriver at Folkehelseinstituttet frykter at opptil 200.000 nordmenn hvert år blir syke av drikkevannet. Store forurensningsutslipp, unødvendige energikostnader og en betraktelig helserisiko er alle momenter som taler for at det bør iverksettes en omfattende oppgradering av det norske avløpssystemet.

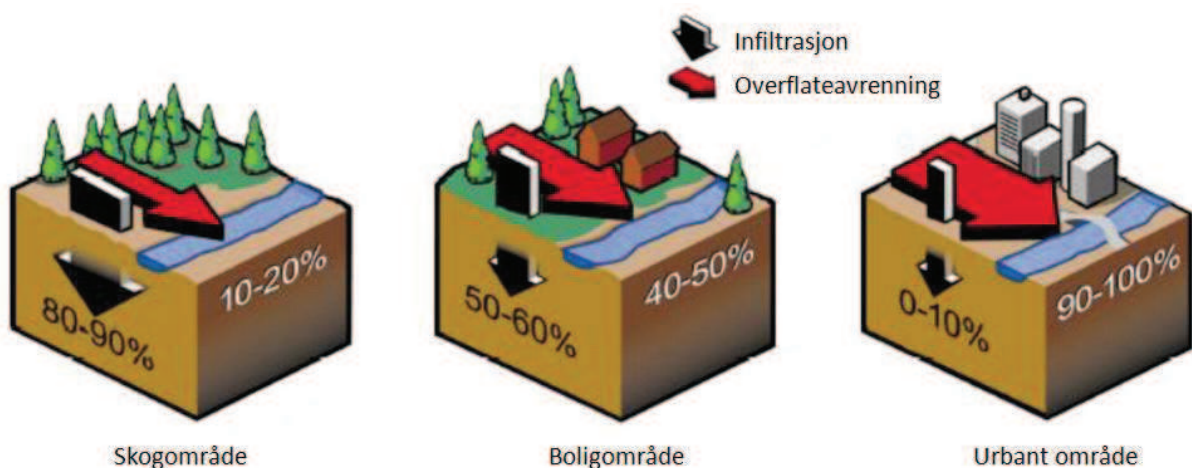
³ Aerobe mikroorganismer benytter O₂ som elektronakseptor (O₂-forbrukende).

2.2.4 utfordringer og tiltak

Problematikken knyttet til dagens avløpssystem vil etter alt å dømme ikke avta i årene fremover. Klimafremskrivningene varsler et varmere klima, med hyppigere og mer intense nedbørepisoder. I tillegg til uhåndterlige overvannsmengder, vil havnivåets stigning, spesielt i kombinasjon med stormflo, føre til økte overløpsutslipp og oppstuvninger i avløpssystemet ved flere kystområder. Dette grunnet en redusert hydraulisk gradient (Lindholm et al. 2008).

2.2.4.1 Urbanisering og fortetting

Urbanisering kan defineres som forflytning av mennesker fra rurale til bymessige områder, og er ofte et resultat av et ønske om å bygge flere sentrumsnære boliger. Begrenset areal regulert til bebyggelse medfører tomter med utnyttelsesareal opp mot hundre prosent (Lindholm & Bjerkholt 2011). Høy utnyttelsesgrad samsvarer med stor prosentandel av tette flater, eksempelvis parkeringsplasser, asfalterte veier, hustak etc. Høy fortetningsgrad kan medføre hydrologiske, hydrauliske og hydrogeologiske utfordringer. Impermeable overflatedekker hindrer infiltrasjon til grunnen, og naturlige flomdempende elementer som myrer og forsengkninger forsvinner. Dette resulterer i kort responstid fra nedbørfeltet, hvor store overvannsmengder genereres raskt på overflaten. Akkumulert overvann blir på konvensjonelt vis håndtert ved rask bortledning via sluk, til ledningsnett i grunnen. Dette introduserer en hydraulisk utfordring, da eksisterende ledningsnett mange steder allerede er overbelastet. Høy belastning kan medføre vannskader som følge av oppstuvning og tilbakeslag (Lindholm et al. 2008). I tillegg kan hindring av infiltrasjon til grunnen medføre at grunnvannspeilet senkes. Dette kan føre til at det oppstår setninger i grunnen, og dermed skader i form av sprekkdannelse på bygningsfundamenter m.m. (Beer & Matthiesen 2010). Hvordan utbygging og fortetting påvirker avrenningsmønsteret er vist i figur 6.



Figur 6. Illustrasjon av hvordan utbygging og fortetting påvirker avrenningsmønsteret. Fritt etter Lindholm (2011)

2.2.4.2 Klimatilpasning av eksisterende avløpssystemer

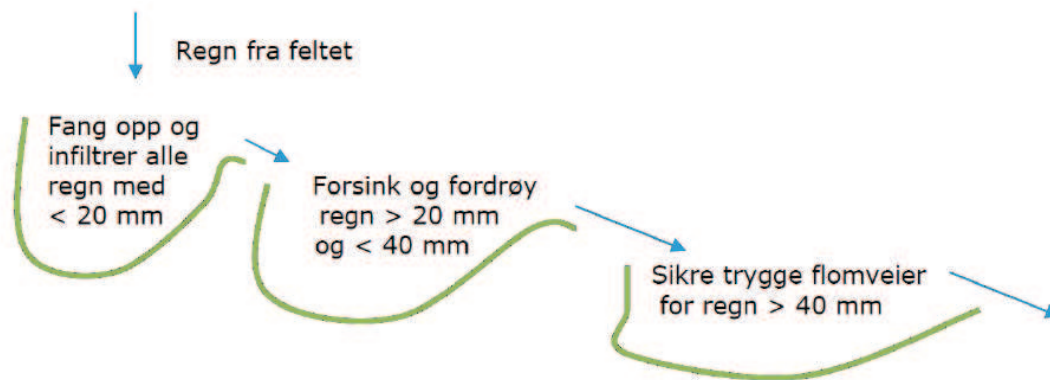
Fornyelse av ledningsnett er viktige kompenserende og fremtidsrettede tiltak. Ut fra hva som fremkommer i RIF (2010), kan det imidlertid forventes at en fornyelse vil gå sakte. Ved dimensjonering og rehabilitering av nye og eldre anlegg bør det tas høyde for klimafremskrivningene. Tidligere har dimensjonering av anlegg for et gitt gjentaksintervall blitt gjort ut i fra intensitet-varighet-frekvens kurver (IVF). I 2006 ble det gjennomført en analyse av 41 danske regnmålere og deres registreringer over 20 år. Analysen viste at IVF-kurvene ikke lenger med sikkerhet er gyldige. Dette grunnet at klimaet allerede har forandret seg betydelig (Lindholm & Bjerkholt 2011). For å være bedre rustet mot fremtidens klimaendringer, anbefales det at dagens IVF-verdier multipliseres med en klimafaktor på 1,2 til 1,5 (Lindholm & Bjerkholt 2011).

Gjennomsnittlige middelfremskrivninger for Norge i år 2100 anslår en nedbørøkning på 18,3 %. Winther et al. (2011) anbefaler at det utarbeides en strategi for hvordan eksisterende avløpssystemer skal håndtere stadig økende avrenning, og deler det opp to hovedløsninger:

- 1) Konvensjonelle løsninger som innebærer rask bortledning i ledningsnett i lukkede grøfter. Økning av ledningsdiameter gir økt kapasitet slik at fremtidige nedbørmengder kan håndteres.
- 2) Gjenoppretting av vannets naturlige kretsløp. Dette innebærer at nedbøren håndteres lokalt, ved infiltrasjon til grunnvann, eller å lede vannet via åpne vannveier til nærliggende resipient. I Norge går dette under fellesbetegnelsen lokal overvannsdisponering (LOD), og inngår som et nødvendig ledd i blågrønn byplanlegging.

Økonomiske fordeler og høyere grad av langsiktig bærekraftighet fremmer bruken av LOD-tiltak. Ifølge Winther et al. (2011) forventes det at fremtidige løsninger blir en kombinasjon av de overnevnte løsningene. Det vil være hensiktsmessig å optimalisere et eksisterende avløpssystem, samtidig som det ved reovering, sanering og prosjektering av nyanlegg i stor grad foretrekkes LOD-tiltak.

Overvann har utelukkende vært sett på som et problem, spesielt i byene. Lindholm et al. (2008) mener at dette tankemønsteret bør endres, slik at overvannet anses som en ressurs og et estetisk bidrag inn i bymiljøet. Videre vektlegges det at vann er attraktivt og oppleves som et positivt element i nærmiljøet. Etter Lindholm et al. (2008) bør dimensjonering av LOD-tiltak bygge på en treleddsstrategi (se figur 7) som tar utgangspunkt i nedbørepisodens størrelse. Det er ønskelig å holde tilbake alle regn mindre enn 20 mm, forsinke og fordrøye nedbør mellom 20 og 40 mm, og sikre trygge flomveier for nedbør større enn 40 mm.



Figur 7. Treleddsstrategi for håndtering av nedbør. Tallene er eksempler og må tilpasses lokalt. Figuren er hentet fra Lindholm et al. (2008)

Dimensjonering av LOD-anlegg må naturligvis samsvare med antatt avrenning fra nedbørfeltet. Det oppfordres til at det dimensjoneres for nedbørfeltets verste avrenning, som kartlegges ved å analysere avrenning ved forskjellige årstider. Sesonganalyser er også av interesse. Høstsesongen bærer ofte preg av langvarige regnperioder og høy vannmetning, og har dermed et større avrenningspotensial. For nedbørfelt større enn 20-50 ha, bør det også gjøres analyser for avrenning på frossen mark, og snøsmelting kombinert med regn (Lindholm et al. 2008).

Før det velges å benytte LOD-tiltak, bør faren for vannskader vurderes. Lindholm et al. (2008) trekker blant annet frem følgende omstendigheter som bør vurderes:

- Har stedege masser i grunnen god nok infiltrasjonsevne?
- Er det fare for forsumpning av områdene, vannskader på bygg grunnet dårlig drenering av fundamenter, eller sopp og råte?
- Kan iskjøving og andre frostrelaterte problemer oppstå?

Videre påpeker Lindholm et al. (2008) at for å lykkes er det viktig at det foretas en kommunal helhetlig overvannsplanlegging. Dette innebærer at det må fastsettes generelle krav i kommune- og kommunedelplanen vedrørende hvordan overvann skal håndteres. Videre kan det i regulerings- og bebyggelsesplanene fastsettes konkrete krav på bakgrunn av lokale forhold. Med en klar strategi forankret i lovverket, er en helhetlig overvannshåndtering lettere oppnåelig. Det åpner for nytenking og økt bruk av LOD, både på et kommunalt og privat plan.

Av LOD-tiltak som ofte benyttes, kan nevnes grønne tak, struping av gatesluk, frakobling av taknedløp og regnbed. Sistnevnte utredes nærmere i studiet her.

3 Regnbed

Et regnbed er et overvannstiltak designet for å håndtere vann, både kvalitativt og kvantitativt. Et eksempel på et regnbed i Melhus kommune er avbildet i figur 8. Dette oppfylles ved å benytte kjemiske, biologiske og fysiske egenskaper hos planter, mikroorganismer og jordmediet. Sett i et kvalitativt perspektiv, benytter mange avløpsrensaneanlegg avanserte biologiske prosesser som naturlig forekommer i regnbed (PGDER 2007). Hovedfokus i oppgaven er kvantitative aspekter ved regnbed, og kjennskap til vannets hydrologiske og hydrogeologiske egenskaper er derfor nødvendig.

Regnbed kan beskrives som en beplantet nedsenkning i terrenget som tillater fordrøyning og infiltrasjon av overvann fra impermeable flater i urbane områder (Lindholm et al. 2008). Hensikten med regnbed kan være å avlaste nedstrøms ledningsanlegg, hindre erosjon grunnet raskt rennende vann, fjerne forurensninger fra overflateavrenning eller opprettholde grunnvannstand. Regnbed anvendes normalt på små flater, og opptar vanligvis mellom 5-10 prosent av tilknyttet nedbørfelt. Selv om regnbed kan forbruke stor plass, kan regnbed implementeres i hager ved eksisterende bebyggelse, grønne øyer på parkeringsplasser eller andre landskapsinstallasjoner, dersom tilgang til anvendbare arealer tillater dette (EPA 2006). Utviklingen av regnbed begynte tidlig på 1990-tallet, som et forskningsprosjekt i regi av Prince George's County, MD, Department of Environmental Resources (PGDER) (EPA 1999). Bakgrunnen for prosjektet var behovet for bedre overvannshåndtering i små næringsområder i Prince George's County, Maryland. Målsettingen var å oppnå design av innovative løsninger for håndtering av overvannet, basert på biologisk tilbakeholdelse. I 1993 ble konseptet testet av Biohabitats, Inc. og Engineering Technologies Associates (ETA), som utviklet en veileder for design, forberedelse og vedlikehold av regnbed (Bitter & Bowers 1994).



Figur 8. Regnbed under nedbørhendelse i Melhus kommune. Foto: Rolf Arne Grande

3.1 Oppbygning

Et regnbed kan utformes på forskjellige måter etter tilgjengelig areal, grunnforhold og klima. Fellesnevnerne for regnbed er at de er grunne, og inneholder vegetasjon og filtermedia. Mulch⁴ er ofte brukt på overflaten av regnbed. Systemet kan inneholde drenering i bunnen av filtergropen og fungere som et rent overvannssystem, eller være uten drenering og etterfylle grunnvannet (Muthanna 2007).

3.1.1 Plassering

Regnbed kan ha ulike formål avhengig av plassering og lokale forhold ved avrenning. Dette medfører forskjeller i størrelse og konstruksjon. PGDER (2007) presenterer retningslinjer for noen plasseringer foretrukket for regnbed:

- Nyopprettede plasser for boligområder eller næringseiendommer, nær kilden for avrenning fra impermeable flater, plassert i utkanten for å bevare typisk bruk av eiendom.
- Områder oppstrøms innløp eller utløp som mottar avrenning fra graderte flater.
- Områder som planlegges utgravd.
- Områder med sandige og drenerbare løsmasser, dersom tilgjengelig. Løsmassene kan benyttes til plantejord i regnbed, for å unngå import av filtermedia.
- Områder med mulighet for ombygging og sanering av overvannshåndtering.

Det anbefales ikke regnbed i områder med fall på over 20 %, eller der skog og annen natur må fjernes for opprettelse av regnbed (EPA 1999; PGDER 2007). Det anbefales heller ikke at regnbed plasseres nærmere enn 30 m fra drikkevannsbrønner, 15 m fra infiltrasjons-anlegg for avløpsvann, 7,5 m fra kjellere eller 1,5 m fra bygningsfundament (PGDER 2007).

Retningslinjene i PGDER (2007) anbefaler at nedbørfelt til regnbed bør være mindre enn 0,8 ha, og fortrinnsvis mindre enn 0,4 ha. MPCA (2008) anbefaler at nedbørfelt bør være mindre enn maksimalt 0,4 ha, der mindre enn 0,2 ha er impermeable flater. Grunnen til arealbegrensning på nedbørfelt er at arealer som overgår 0,2 – 1,2 ha kan føre til store volumstrømmer ved flomhendelser (ca. 140 l/s) og dermed potensiell erosjonsfare (PGDER 2007). Andre retningslinjer for å avgjøre om regnbed er gunstig LOD-tiltak kan etter PGDER (2007) være følgende:

- Anlegg kan plasseres nærme kilden til avrenning.
- Området tillater jevn fordeling av regnbed.
- Det er tilgjengelig rom for installasjon, også mht. tilbakeslag.
- LOD-tiltak integrert i mindre nedbørfelt oppstrøms vil redusere belastningen nedstrøms.
- Egnede løsmasser er tilgjengelig på området.

⁴ Mulch er et strølag av grov kompost eller bark.

3.1.2 Stedegne masser og drensledninger

Ulike typer regnbed har forskjellig ytelse avhengig av utførelse, og kan på den måten være optimalisert for forventet belastning, både kvantitativt og kvalitativt. Det kan være behov for etterfylling av grunnvann ved infiltrasjon til stedegne masser, eller isolasjon fra stedegne masser ved bruk av impermeabel duk og drensledning (PGDER 2007). Dersom stedegne masser har dårlig infiltrasjonskapasitet kan det være nødvendig med drensledninger (EPA 1999). PGDER (2007) beskriver fire hovedkategorier for utføring av regnbed, med ulike formål og oppbygninger.

3.1.2.1 Anlegg med infiltrasjon og etterfylling av grunnvann

Anbefales der det er fordelaktig å opprettholde eller fylle på grunnvannsstanden, og har derfor ikke drensledning. Dette krever at stedegne masser har høy infiltrasjonskapasitet for å innrette seg til innløpsmengdene. Sandig filtermedia og ingen filterduk i regnbed tillater maksimal infiltrasjon til stedegne masser. Vannledningsevnen i stedegne masser må være høyere enn 1,32 cm/t og fortrinnsvis høyere enn 2,54 cm/t (PGDER 2007).

3.1.2.2 Anlegg med filtrering og delvis fornyelse av grunnvann

Anbefales for områder hvor det er fordelaktig med høy grad av filtrering og til dels et behov for grunnvannsfornyelse. Fordi anlegget tillater delvis etterfylling av grunnvann, benyttes det ikke impermeabel duk i anlegget. Drensledning ligger i en dreneringsgrøft av grus kun dekket av en filterduk over dreneringsgrøften (PGDER 2007).

3.1.2.3 Anlegg med infiltrasjon, filtrering og etterfylling av grunnvann

Anbefales for områder med forventet høyere belastning av næringsstoffer. For å oppnå infiltrasjon til stedegne masser benyttes ikke filterduk på sideveggene eller under drensledningen. Drensledningen ligger høyt i dreneringsgrøften, og skaper en lagersonne (PGDER 2007).

3.1.2.4 Anlegg med kun filtrering

Anbefales for områder under betegnelsen «hot spots», som kan være bensinstasjoner, industriområder, parkeringsplasser eller tungt trafikkerte områder. Egenskaper ved stedegne masser betyr lite i et slikt anlegg da det benyttes en impermeabel duk for å redusere muligheten for forurensning av grunnvann. Denne typen anlegg inneholder drensledning, og har evnen til å fange og demme opp tilfeldig utslipp ved å blokkere drensledningen (PGDER 2007).

3.1.3 Rotsonen

Rotsonen er det øverste 20-30 cm jordsjiktet som er i direkte kontakt med, og påvirkes av planterøtter og mikroorganismer (Tollan 2002). Mikrobiologisk aktivitet er større i rotsonen enn i jorden ellers, da mikroorganismer utnytter organiske stoffer som planterøtter skiller ut, og planterøtter tar opp næringsstoffer som mikroorganismene avgir (SNL 2012). Mikrobiell og biokjemisk aktivitet som finner sted i regnbed antas å virke styrkende på prosessene for fjerning av forurensninger ved å resirkulere og bryte ned organisk materiale. Dette kan for eksempel gjelde nitrogenopptak ved hjelp av nitrogenfikserende bakterier, og næringsopptak til røtter ved hjelp av sopp (PGDER 2007; SNL 2012).

3.1.4 Lagersonen

Dersom drensledningen er hevet over bunnen av filtergropen skaper det en lagersonen som kan forsterke kvantitetskontrollen ut av regnbed (PGDER 2007). Ifølge Atchison et al. (2006) er hensikten med lagersonen tilbakeholdelse av vann i nedbørfeltet, ved at volumet ikke bidrar til vannføring i drensledningen. Vannlagringsevnen i lagersonen begrenses til det tilgjengelige porevolumet i materialet. Effekten av lagersonen reduseres dersom vannmengden inn overgår infiltrasjonsevnen i rotsonen og vannet går i overløp før det infiltreres til lagersonen. Lav vannledningsevne i stedegne masser kan føre til lang dreneringstid, slik at lagersonen ikke er tilgjengelig for lagring ved neste nedbørhendelse. Atchison et al. (2006) anbefaler at tykkelsen på lagersonen bør begrenses til 1,2 m eller at lagersonen dreneres innen 5 døgn.

3.1.5 Planter

Planter er en viktig del av regnbed, og inkluderer opptak av næringsstoffer og forurensninger, evapotranspirasjon og forbedret infiltrasjon ved utvikling i rotsonen (Muthanna 2007; PGDER 2007). Planter som kan benyttes i regnbed velges ut med bakgrunn i form, størrelse, rotsystem og evnen til å tolerere belastninger fra urbane miljøer, som forventet forurensningsbelastning, pH i jorden, jordtekstur, variasjon i jordfuktighetsforhold og endringer i vannstand (PGDER 2007). Vegetasjon med lokal tilgjengelighet og tilpasningsevne er derfor ofte å foretrekke. Davidson et al. (2008) anbefaler stedegne planter med dype røtter for å fremme infiltrasjon i kaldt klima. Rotutvikling kan støtte mikrobiologisk aktivitet i rhizosfæren, som kan være fordelaktig for vannkvalitet og nedbrytning av forurensninger (Davis et al. 2009).

3.2 Filtermedia

Jordmasser i regnbed kan kalles for filterbed. Jordmaterialer i filterbed går under betegnelsen filtermedia og kan bestå av stedege masser eller behandlede jordarter med kjent struktur. Filtermedia er ifølge Hsieh og Davis (2005) kritisk for bestemmelse av yteevne for regnbed. For at regnbed skal dempe og forsinke flomtopper, må filtermediet ha høy hydraulisk konduktivitet. Sandig jord er derfor å foretrekke fremfor høyt innhold av leire da større porer leder vann hurtigere. På grunn av at fine fraksjoner i jorden har bedre evne til å fjerne forurensninger vil det være behov for balanse mellom vannledningsevne i filtermedia og egenskaper for fjerning av forurensninger (Hsieh & Davis 2005). Organisk materiale i filtermediet er viktig for fjerning av forurensninger, men også for plantevelvære i regnbed (EPA 1999).

Hsieh og Davis (2005) undersøkte vannkvalitet i et kolonneforsøk og viste at filtermedia blandet av grov sand (f.eks. $d_{10} > 0,3$ mm) og en sandig jordtype (sandig silt) hadde god infiltrasjonsevne og meget god evne til fjerning av forurensning i vann. Blandingsforholdet som benyttes i regnbed avhenger av planlagt vegetasjon i regnbed (Hsieh & Davis 2005). I kolonneforsøket ble det også vist at egenskaper ved filtermedia ikke spiller en betydelig rolle i fjerning av partikulært stoff, partikkelbundet forurensning og olje/fett. Imidlertid ble det funnet at fjerning av nitrogen og fosfor er mer sensitiv til egenskaper ved filtermedia. Dette kan komme av relasjonen til organisk fraksjon, både som kilde og for tilbakeholdelse av stoffer (EPA 1999).

Valg av filterdybde i regnbed kan avhenge av ønsket vegetasjon, hydraulisk belastning samt fjerning av forurensninger. Flere studier viser at forholdet mellom filtervolum og areal av nedbørfelt er en viktig faktor for kontroll av tilbakeholdelse av avrenning (Jones (2008) og Li et al. (2009) ref. i Davis et al. (2009)). Økning av filtervolum sett i forhold til nedbørfelt, resulterer i sjeldnere og redusert utløp fra regnbed. Det tas hensyn til ulike formål og parametere ved utvelgelse av egnede jordfiltermedia og filterdybder. Ifølge Davis et al. (2009) kan dette være:

- Evne til å støtte og opprettholde utvalgt vegetasjon.
- Evne til å drenere bort stående vann i løpet av 24 timer.
- Evne til å håndtere og behandle antatt forurensningsbelastning og hydraulisk belastning.
- Livsløp og holdbarhet på filtermedia.
- Kostnader knyttet til filtermedia.

Fra den første PGDER-designmanualen fra 1993 var det anbefalt en filterdybde på 1,2 m for å sørge for tilstrekkelig mengde jord, slik at røtter fra trær og busker kan vokse (Clar and Green (1993) ref. i Davis et al. (2009)). Fordi planteutvalget til bruk i regnbed har blitt mer raffinert, kan vegetasjon som tolererer grunnere filtermedia benyttes (Davis et al. 2009). I sammenheng med kolonneforsøket foreslo Hsieh og Davis (2005) en filtermediadybde på 55 – 75 cm. I Minnesota anbefales en filterdybde på 75 cm for tilpasset jordmedia, grunnet feltforsøk som viste at forurensningsfjerning skjer innenfor dette sjiktet. Dersom trær og større planter planlegges, anbefales en filterdybde på 1,2-1,3 m (MPCA 2008). PGDER

(2007) anbefaler minimum 46 cm for tilpasset jordmedia, og gjelder ikke ved bruk av in situ masser i regnbed.

3.2.1 Porøsitet

Dingman (2002) beskriver porøsitet som andelen hulrom i en løsmasse. Alle løsmasser har en viss porøsitet, der hulrom kan være sammenkoplet eller fraskilt og med en uniform eller tilfeldig distribusjon. Hullenes grad av sammenkopling eller geometri, bestemmer løsmassenes permeabilitet. Porøsitet er gitt ved likning 1.

$$\varphi = \frac{V_a + V_w}{V_s} \quad (1)$$

Der φ er porøsiteten, V_a er luftens volum (m^3), V_w er vannets volum (m^3) og V_s er det totale volumet av jordprøven (m^3). Generelt har finkornete løsmasser høyere porøsitet enn grovere. Tabellverk som uttrykker porøsitet for forskjellige løsmasser kan finnes i litteraturen. Porøsiteten vil for mange løsmasser avta med dybden grunnet komprimering og mindre dannelse av makroporer som forekommer nær overflaten som følge av mikrobiell aktivitet (Dingman 2002).

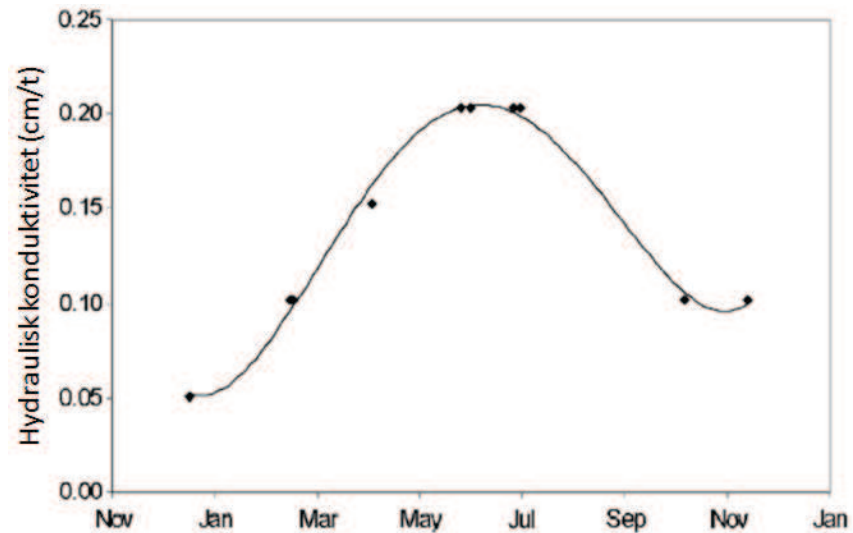
3.2.2 Permeabilitet

Permeabilitet kan defineres som en væskes egenskap til å strømme igjennom et porøst medium og uttrykkes ofte i sammenheng med beskrivelse av infiltrasjonskapasiteten til løsmasser. Permeabiliteten er kun avhengig av sammenkoblingen mellom porene i løsmassene. Derfor er det viktig å skille mellom total porøsitet og effektiv porøsitet, der førstnevnte ikke setter krav til kopling mellom porene. Biologisk aktivitet i jorden kan føre til at røtter danner vertikale tunneller som kan øke permeabiliteten (Domenico & Schwartz 1998).

3.2.3 Hydraulisk konduktivitet

Hydraulisk konduktivitet, K , kan defineres som tiden et gitt volum bruker på å strømme igjennom et areal i et porøst medium, under en potensiell energigradient og kinematisk viskositet (Dingman 2002). Den hydrauliske konduktiviteten inngår i Darcy's lov. Det kan skilles mellom mettet og umettet vannledningsevne, der mettet primært beskrives av kornfordelingen, mens ved umettet inngår øvrige variabler som grad av vannmetning og varierende hydraulisk gradient (Domenico & Schwartz 1998). Under strømming av vann i umettet sone inngår overflatespenning, tetthet og viskositet, som alle er temperaturavhengige. Den viktigste av disse er viskositet. Klock (1972) sitert av Dingman (2002) viste ved laboratorieforsøk at infiltrasjonshastigheten var dobbelt så høy for vann ved 25 °C i forhold til vann ved 0 °C. I en studie av Lin et al. (2003) ref. i Braga et al. (2007) ble det antydnet en forandring i vannets viskositet på 2 % per °C innenfor intervallet 15 – 35 °C. Videre ble infiltrasjonsraten estimert til å variere med 40 % mellom sommer og vinter. Braga et al.

(2007) estimerte imidlertid en økning i infiltrasjonskapasitet på 56 % fra januar til juli, illustrert i figur 9. Lin et al. (2003) påpeker i tillegg andre faktorer spesifikke for løsmasser som påvirkes av temperatur og derfor øker infiltrasjonskapasiteten.



Figur 9. Årsvariasjon av hydraulisk konduktivitet i et system bestående av permeabel betong, filterduk og grove løsmasser med underliggende siltig sand. Hentet fra (Braga et al. 2007)

Darcy's lov beskriver en lineær sammenheng mellom spesifikk vannføring og hydraulisk gradient, gitt ved ligning 2.

$$q = K \frac{\delta h}{\delta l} = Ki \quad (2)$$

Der q er vannføringen med hastighetsenhet [LT^{-1}] og representerer den volumetriske strømningsraten per enhet overflateareal og K er den hydrauliske konduktiviteten med hastighetsenhet [LT^{-1}]. Den dimensjonsløse hydrauliske gradienten, i , beskriver den potensielle energigradienten. Den lineære sammenhengen mellom spesifikk vannføring og hydraulisk gradient er gyldig ved laminær strømning, mens turbulent strømning kan medføre at vannet tar omveier. Darcy's lov kan benyttes for strømningsberegning i de fleste granulære masser (Domenico & Schwartz 1998).

3.2.4 Jordfuktighet

Jordfuktighet, eller metningsgrad (S) er andelen av porer i jorden som er fylt med vann, vist i ligning 3.

$$S \equiv \frac{V_w}{V_a + V_w} = \frac{\theta}{\varphi} \quad (3)$$

Jordfuktigheten måles ikke direkte, men kalkuleres ved bruk av ligning 3, der enten S eller θ kan benyttes for å uttrykke vanninnhold i jord (Dingman 2002). Volumetrisk vanninnhold i jorden (θ) er forholdet mellom vannvolum (V_w) og jordvolum (V_s), vist i ligning 4.

$$\theta \equiv \frac{V_w}{V_s} \quad (4)$$

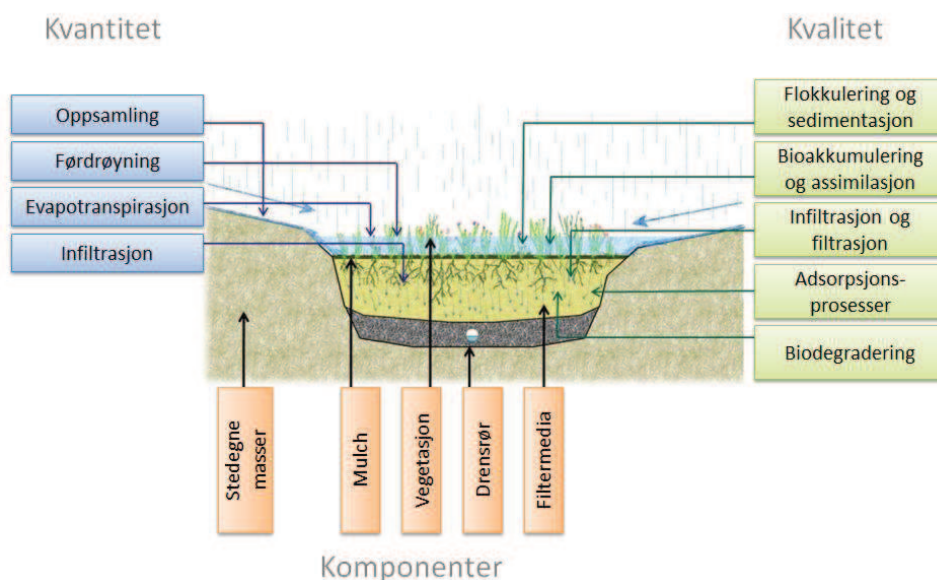
Teoretisk sett varierer θ fra 0 (helt tørt) til φ (metning, se ligning 1) (Dingman 2002). Som følge av grunnens porøsitet vil ikke vanninnholdet kunne være større enn porevolumet. Ut fra dette kan det sluttet at volumetrisk vanninnhold kan skrives som vist ligning 5.

$$\theta = \frac{V_w}{V_p} \quad (5)$$

Der V_p er totalt porevolumet i jordprøven.

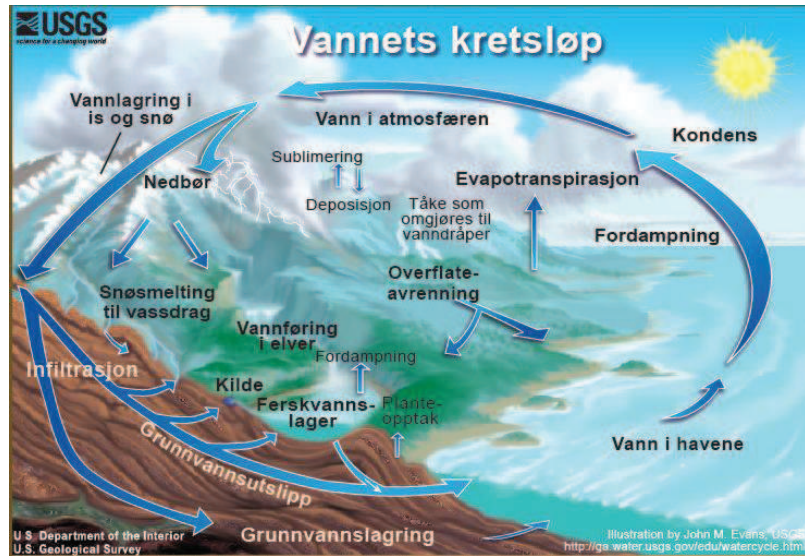
3.3 Hydrologiske prosesser

Prosessene i et regnbed kan deles inn i to hovedkategorier, kvantitet og kvalitet (se figur 10). Kvantitetskategorien er vannmengden som tilføres regnbed, og evnen til tilbakeholdelse av vann, demping av flomtopper, infiltrasjonsevne og fordampning. Kvalitetskategorien fokuserer på renseeffekt gjennom regnbed og egenskaper ved jordarter i filtermedia.



Figur 10. Kvalitative og kvantitative prosesser i regnbed. Fritt etter Paus (2011)

3.3.1 Vannbalanse



Figur 11. Vannets kretsløp, hentet fra (Evans & Perlman)

Mengden vann på jorden forblir konstant til enhver tid, grunnet den hydrologiske syklusen. Vannets kretsløp illustrert i figur 11, beskriver vannets bevegelse mellom åpne vannflater, atmosfæren og jordoverflaten, i form av snø, is, flytende vann og vanndamp. I et nedbørfelt vil det derfor over et tidsrom være balanse mellom tilført vannmengde og vannmengde som føres ut av, eller lagres midlertidig i nedbørfeltet. Dette forholdet kan uttrykkes i vannbalanseligningen (6) etter Tollan (2002):

$$P = E + Q + \Delta M \quad (6)$$

Der P er alle former for nedbør, E er evapotranspirasjon, Q er alle former for avløp og ΔM er endringen i vannmagasinering. Vannbalanseligningen er meget generell og tar ikke for seg det spesifikke nedbørfeltets hydrologiske egenskaper. Nedbør kan komme som regn, snø og hagl. Evapotranspirasjon samler fordampning og transpirasjon i et felles begrep. Avløp kan forekomme både som avrenning på overflate, infiltrere og perkolere til grunnvann og opptre som grunnvannsstrøm. Endring i vannmagasinering i et nedbørfelt kan være vannlagring i grunnvann, markvann, innsjø, dammer og på tette flater, eller lagring av vann i form av snø og is (Tollan 2002).

3.3.2 Infiltrasjon

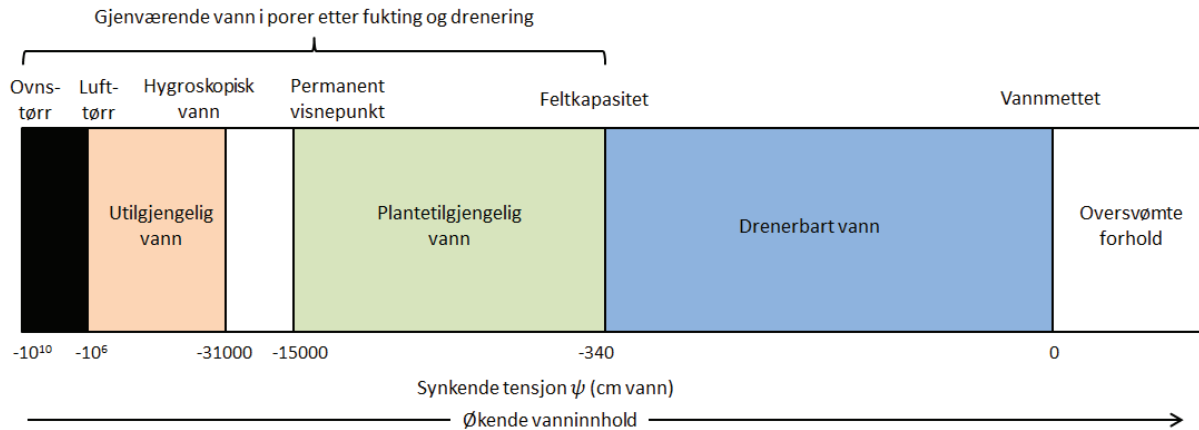
Infiltrasjon blir definert av Tollan (2002) som inntrengning gjennom jordoverflaten. Infiltrasjonshastigheten avhenger av vannledningsevnen og vanninnholdet i jorden. Ved bruk av infiltrometer kan vannledningsevnen i jordmaterialet bestemmes. Ifølge (Colleuille et al. 2001) er det summen av gravitasjons- og matrikspotensialet som driver infiltrasjonsprosessen. Gravitasjonspotensialet relateres til et referansenivå og uttrykker potensialet for vannets posisjon i gravitasjonsfeltet. Matrikspotensialet relateres til fritt vann uten partikler og uttrykker hvor sterkt vann er bundet til jord ved umettede forhold (Colleuille et al. 2001). Matrikspotensialet refereres ofte til som sug og tensjon. Tørr jord gir høye verdier for infiltrasjonshastighet, og ved umettede forhold er matrikspotensialet dominerende. Ved pågående infiltrasjon øker vanninnhold i jorden, og infiltrasjonshastigheten stabiliserer seg etter hvert ved stasjonær infiltrasjonshastighet. Gravitasjonspotensialet dominerer ved mettede forhold og infiltrasjonshastigheten kan relateres til mettet hydraulisk konduktivitet i jorden (Colleuille et al. 2001).

3.3.2.1 Tensjon

Trykk er en kraft som virker på et areal med benevnelsen $[FL^{-2}]$, og måles vanligvis i forhold til atmosfærisk trykk. Ved vannmettet grunn er trykket positivt, mens ved umettede forhold er det negativt og refereres ofte til som tensjon eller sug. Ved umettede forhold bindes noe vann til løsmassene som følge av partiklenes overflatetensjon og kan anses som suspendert eller «hengende» vann. I en gitt løsmasse vil tensjonen øke ettersom vanninnholdet avtar (Dingman 2002). Dette fenomenet viser at fullstendig drenering av løsmasser er tilnærmet umulig (se figur 12). Standardenheten for tensjon er kiloPascal (kPa), men andre enheter som cm H₂O benyttes også. Sammenhengen mellom jordens volumetriske vanninnhold og matrikspotensialet (tensjon i cm H₂O) i jorden kan vises i pF-kurve eller jordens fuktighetskarakteristikk (Colleuille et al. 2001).

3.3.2.2 Feltkapasitet

Ifølge Tollan (2002) tilsvarende feltkapasitet punktet der markvannsinholdet kan holdes tilbake ved hjelp av kapillære krefter. Vannets evne til å bindes til jorden ved hjelp av tensjon, avhengig av vanninnholdet er vist i figur 12. Dersom vanninnholdet ved regnvær øker over feltkapasitet, vil overskuddet perkolere ned mot grunnvannet.



Figur 12. Vanninnhold i jord som funksjon av tensjon. Fritt etter Donahue et al. (1983) ref. i (Dingman 2002)

Dingman (2002) definerer feltkapasitet som vanninnhold som kan holdes igjen mot gravitasjonskreftene, når videre perkolasjon forekommer med neglisjerbar hastighet. Ved at vanninnholdet samsvarer med tensjon på -340 cm, kan verdien av feltkapasiteten bestemmes med ligning 7 etter Dingman (2002).

$$\theta_{fc} \equiv \varphi \cdot \left(\frac{|\psi_{ae}|}{340} \right)^{\frac{1}{b}} \quad (7)$$

Der θ_{fc} feltkapasiteten, φ er porøsitet i jordmediet, b er en konstant for fordeling i porestørrelse og beskriver fuktighet i jordmediet, og ψ_{ae} er tensjon ved luftinngang (air-entry) (cm), som vil si høyden over grunnvannstand der tensjonen vannmetter jorden. Feltkapasitet kan videre benyttes for å beregne tilgjengelig porevolum til vannfordrøyning i filtermedia.

Dersom faktisk målt vanninnhold ved tensjon på -340 cm H₂O mangler, foreslår Nachabe (1998) at feltkapasiteten estimeres ved å sette infiltrasjonshastigheten q_{fc} , til 0,05 mm/d i ligning 8.

$$\theta_{fc} = \left(\frac{q_{fc}}{K_{sat}} \right)^{\frac{1}{n}} \quad (8)$$

Der K_{sat} er mettet hydraulisk konduktivitet (mm/d), q_{fc} er infiltrasjonshastigheten (mm/d) og n er en konstant avhengig av jordtype.

3.3.3 Evapotranspirasjon

Evapotranspirasjon benyttes som samlebegrep for evaporasjon og transpirasjon, da det er nærmest umulig å skille mellom disse i feltforsøk. Evaporasjon, eller fordamping, er prosessen der vannmolekyler går fra væskeform til vanndamp. Dette vil forekomme ved alle åpne vannflater som enten absorberer varme fra vannet som blir fordampet, eller blir tilført energi i form av varme. Vann kan også fordampe fra fast stoff til gass, dette kalles sublimasjon (Fetter 2001). Transpirasjon er prosessen der vegetasjon kontinuerlig pumper vann ut i atmosfæren, i form av vanndamp. Vann fra fuktig jord trekkes inn i planterøttene, ved hjelp av osmotisk trykk, og transporteres ut i atmosfæren som vanndamp fra spalteåpninger i bladene (Fetter 2001).

Ved bestemmelse av vannbalanse i et nedbørfelt er aktuell evapotranspirasjon interessant, da jordens vannmetning til tider er begrenset. Ifølge Tollan (2002) reguleres aktuell evapotranspirasjon av vannmetningen i jordens umettede sone, mens potensiell evapotranspirasjon forekommer ved ubegrenset vanntilgang. I Norge er fordampningen estimert til å variere mellom 50 - 500 mm i året, med lavest årlig fordampning ved breområdet i høyfjellet, og høyest ved Oslofjorden, Sørlandet og Fosenhalvøya (NOU 2010:10).

3.3.4 Spissvannføring

I følge Dingman (2002) er spissvannføring den viktigste hydrografiske funksjonen for flomprognoser. Spissvannføring er maksimal vannføring ved en nedbørhendelse, og ved høy vannføring kan dette uttrykkes som flomtopp. Flomtopper kan skape oversvømmelser, som følge av overfylte rør hvor vannet tvinges opp til overflaten. Regnbedets evne til å dempe spissvannføringer er svært avhengig av overflatemagasineringsvolum og infiltrasjonsevne i filtermediet (Davis et al. 2009).

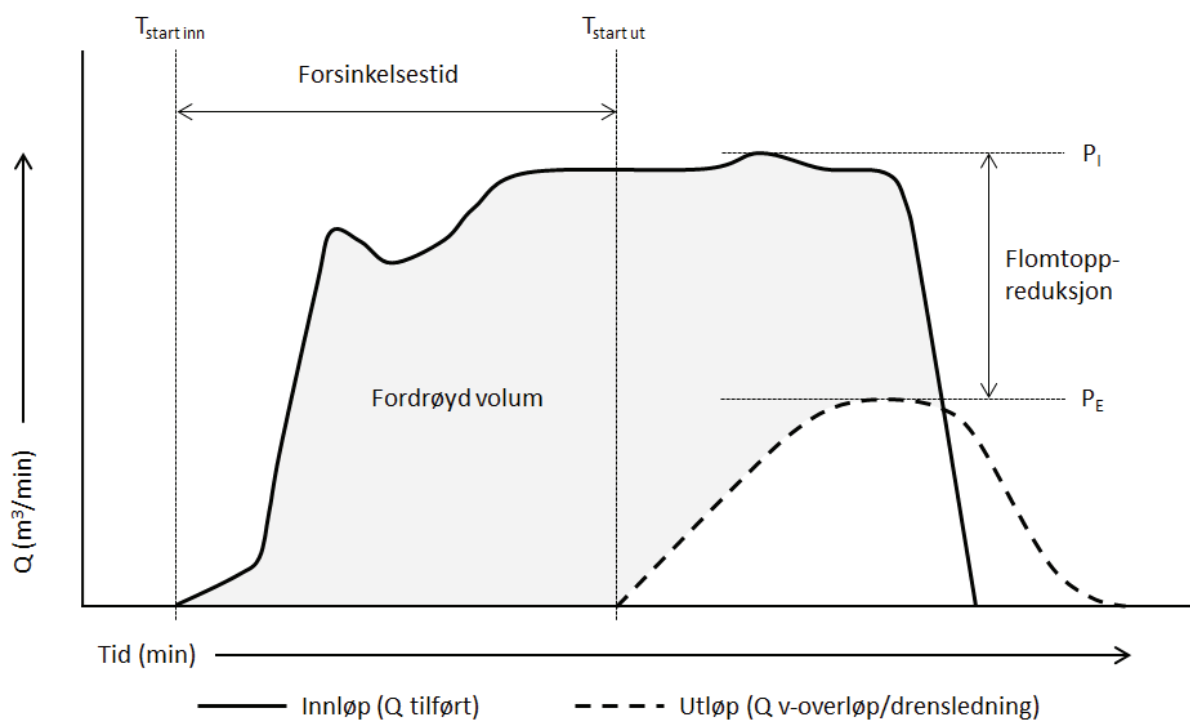
Spissvannføringskoeffisienten, her kalt k_p , er ifølge Roseen et al. (2009) definert som forholdet mellom spissvannføring inn (P_I) og ut (P_E) av regnbed, vist i ligning 9.

$$k_p = \frac{P_E}{P_I} = \frac{Q_{maks\ overløp} + Q_{maks\ drenering}}{Q_{maks\ inn}} \quad (9)$$

Spissvannføringskoeffisienten kan videre benyttes i ligning 10, som viser prosentvis reduksjon av spissvannføring, her referert til som flomtoppreduksjon.

$$Flomtoppreduksjon = (1 - k_p) \cdot 100\% \quad (10)$$

Flomtoppreduksjon og forsinkelsestid i et hydrogram beskriver fordrøyning av avrenning i regnbed, illustrert i figur 13.



Figur 13. Illustrasjon av hydrogram som definerer forsinkelsestid og flomtoppreduksjon

3.3.5 Forsinkelsestid

Forsinkelsestid defineres i oppgaven som tiden fra vann registreres i innløpet til videreført vannføring ut registreres, vist i ligning 11 etter Muthanna et al. (2008).

$$\text{Forsinkelsestid} = T_{\text{start ut}} - T_{\text{start inn}} \quad (11)$$

Forsinkelsestid kan også bestemmes på andre måter, for eksempel som tiden fra flomtopp registreres i innløpet til flomtoppen i utløpet registreres, eller som tiden fra vannmengdens tyngdepunkt ved innløp, til vannmengdens tyngdepunkt ved utløp (Dingman (2002) og Hall (1984) ref. i (Hood et al. 2007)).

3.3.6 Overflatemagasinerings

Magasineringsvolum i regnbed fungerer som midlertidig lagring av avrenning, foregående infiltrasjon og fordampning, og fremmer sedimentering av forurensningspartikler (EPA 1999). For å unngå for lang dreneringstid settes visse kriterier til magasineringsdybde. På grunn av infiltrasjonsevne i filtermedia og funksjonen tilegnet regnbedet, vil magasineringsdybden variere. Ifølge Davis et al. (2009) vil fortetting på overflaten av regnbed være et potensielt problem dersom magasineringsdybden er stor, da det kan forårsake dårligere infiltrasjonsevne og dermed økt dreneringstid. Davis et al. (2009) viser til et sett

med minimumskriterier for magasineringsdybde som bør betraktes ved konstruksjon av regnbed:

- Hydrogramkarakteristikk ved innløp (volumstrøm, nedbørvarighet og totalt volum).
- Langsiktig (årlig) volumetrisk prosent av oppsamlet avrenning.
- Tilgjengelig magasineringsvolum på overflaten av regnbedet.
- Filtermediets infiltrasjonsevne.
- Filtermediets porøsitet.
- Infiltrasjonsevne i stedege masser
- Antatt plan for vedlikehold.

PGDER (2007) anbefaler maksimal magasineringsdybde på 30 cm. I Delaware og Minnesota er det normalt anbefalt å holde magasineringsdybden på et minimum ved 15 cm. For å unngå overbelastning av filtermedia og stedege masser, maksimeres heller arealbruken. Tillatt maksimal magasineringsdybde er likevel satt til 45 cm i begge statene (DNREC 2005; MPCA 2008).

3.3.7 Dreneringstid

Dreneringstid kan defineres som tiden fra maksimal vannstand i regnbed registreres, til systemet er drenert til initialtilstand. Det er viktig at vann ikke blir magasinert på overflaten av regnbed over lengre tid for at mygg og andre insekter ikke skal legge egg og formere seg, for å opprettholde aerobe forhold og fordi ikke all vegetasjon tåler å stå lengre tid under vann før de drukner (EPA 1999; MPCA 2008). Det er i tillegg et poeng at regnbed blir tømt for vann mellom nedbørshendelser, slik at anlegget kan motta avrenning og ikke gå direkte i overløp ved neste regnskyll (MPCA 2008). PGDER (2007) og MPCA (2008) anbefaler dreneringstid på under 48 timer.

3.4 Regnbed i kaldt klima

Kaldt klima kan med bakgrunn i Köppens klimaklassifisering, defineres som områder med temperaturer over 10°C i de tre varmeste månedene i året, og gjennomsnittlig temperatur under -3 °C den kaldeste måneden (McKnight & Hess (2005) ref. i Muthanna (2007)). En annen definisjon er regioner med en gjennomsnittlig temperatur under 1 °C, minst en måned per år (Smith et al. 1996). Begge definisjonene vil dekke store deler av Norge, med unntak av områder langs kysten, som typisk erfarer varmere og våtere vintre (Hanssen-Bauer et al. 2009).

Det er flere utfordringer knyttet til ytelsen og design av LOD-tiltak i kaldt klima. Ifølge Caraco and Claytor (1997) innebærer dette hovedsakelig lave temperaturer, frossen jord, lengde på vekstsesong og snødybde. Center for Watershed Protection utførte en spørreundersøkelse blant overvannsspesialister i 1997, der deltakerne rapporterte at det var knyttet størst bekymring til nettopp disse forholdene ved design av LOD-systemer (Caraco & Claytor 1997). Utfordringer ved regnbed som kan ventes i kaldt klima er vist i tabell 1.

Tabell 1. Utfordringer knyttet til ytelse og design av regnbed i kaldt klima. Fritt etter (Caraco & Claytor 1997)

Forhold ved kaldt klima	Utfordringer
Kalde temperaturer	Frosne rør Islag på overflaten Redusert biologisk aktivitet
Frossen jord	Telehiv Redusert jordinfiltrasjon Frosne rør
Kort vekstsesong	Kort tidsperiode for å etablere vegetasjon Ulike plantearter egnet for kaldt klima, enn for moderat klima
Signifikant snøfall	Store avrenningsvolumer under snøsmelting og regn på snø Høy forurensningsbelastning under vårmelting Andre virkninger av veisalt/avisingskjemikalier Håndtering av snø kan påvirke lagringskapasitet

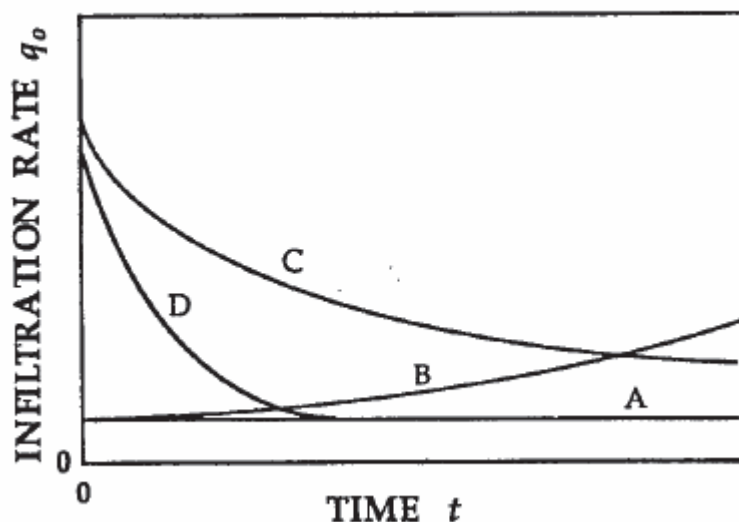
3.4.1 Temperatur

Det kan skilles mellom ekstrem og langvarig kulde. Ekstremt lave temperaturer kan forårsake hurtig frysing, som kan føre til frostsprengning av rør. Langvarige kuldeperioder kan føre til utvikling av tykke islag på overflaten av regnbed (Caraco & Claytor 1997). Frostsprengning av rør skaper økt behov for vedlikehold eller utskiftning av rør. Dersom innløpsrør eller drengsledninger tettes til av is, øker også sannsynligheten for flomhendelser.

3.4.2 Frossen jord

Tele i jord kan gi betydelig reduksjon av jordens infiltrasjonsevne og påvirke strømningsveier i jorden avhengig av andelen porevolum som er fylt med vann eller is (Øverlie et al. 2006). Smeltevann vil kunne få økt avrenningshastighet dersom jorden under snøen er frossen. Telehiv vil kunne påvirke rør og andre installasjoner under jorden ved at jorden hever seg i enkelte seksjoner. Dette kommer av at vann som fryser og ekspanderer under jordoverflaten skaper et ujevnt trykk. Ved å legge rørsystemer under telenivået unngås telehiv og at vann fryser i rør. Frostdybden varierer med overdekning, jordmassenes egenskaper, jordfuktighet og klimaforhold (Caraco & Claytor 1997).

Betongfrost oppstår ved at vannmettet jord fryser til og opptrer som et impermeabelt dekke der bevegelse av vann og luft blokkeres. Porøs frost oppstår ved tilfrysing av umettet jord med jordfuktighetsnivåer i det midtre spekteret av skalaen. Granulær frost oppstår ved at umettet jord med meget lav fuktighet fryser til. Granulær eller porøs frost kan opprettholde samme, eller til og med høyere infiltrasjonsevne som frostfri jord (Stoecker & Weitzman (1960) ref. i Muthanna (2007)). Muthanna et al. (2008) viser til flere studier som indikerer at infiltrasjonsevne kan opprettholdes under kalde perioder dersom det benyttes jord med gode drenerende egenskaper der betongfrost unngås. Imidlertid er det vist at infiltrasjonsevnen i det øvre 50 cm jordsjiktet i stor grad blir påvirket av tilfrysingshastigheten til infiltrert vann (Stähli et al. (1999) ref. i Muthanna et al. (2008)).



Figur 14. Fire typer infiltrasjonskurver for frossen jord ved ulike initialtilstander for jordfuktighet. Hentet fra Kutilek og Nielsen (1994) ref. i (Colleuille et al. 2001)

Tidsforløpet for infiltrasjonshastighet ved fire typer frossen jord med ulike initialtilstander for jordfuktighet er gitt i figur 14. Initialtilstandene er ved A) vannmetning eller når et tett islag dannes på jordoverflaten under smelting, B) feltkapasitet, C) relativt tørr jord og ved en temperatur rundt eller over 0 °C, og D) relativt tørr jord og ved en temperatur under frysing når snøen på overflaten smelter.

Kurve A viser at infiltrasjonshastigheten er konstant og svært lav i vannmettet jord. Dette kan komme av at porene etter hvert fylles med is og betongfrost derfor kan oppstå på jordoverflaten (Colleuille et al. 2001). Kurve B viser at infiltrasjonshastigheten øker med tiden. Dette kan komme av at det dannes granulær eller porøs frost i jorden, som ifølge Stoecker & Weitzman (1960) ref. i Muthanna (2007) kan forårsake økt infiltrasjonsevne i jorden. Ved tørr initialtilstand dominerer tensjonen. Kurve C og D har derfor høy infiltrasjonshastighet ved start. Ved fortsatt infiltrasjon trenger vannet dypere ned i jorden og øker vanninnholdet slik at gravitasjonspotensiale overtar etter hvert som graden av vannmetning øker. At kurve C flater ut mot stasjonær infiltrasjonshastighet, kan komme av temperaturer rundt eller over frysepunktet. Kurve D viser imidlertid at infiltrasjonshastigheten blir meget lav relativt raskt. Dette kan inntreffe da infiltrert vann etter hvert kan fryse til i jorden og deretter på overflaten, slik som kurve A.

Roseen et al. (2009) beskriver et forsøk for testing og overvåking av ytelsen til ulike metoder for overvannshåndtering i kaldt klima. Forsøket fant sted i feltanlegget ved University of New Hampshire Stormwater Center i perioden 2004 til 2006. Blant annet ble to regnbed testet i forsøket der hovedfokus var penetrering av frost i filtermedia, hydraulisk effektivitet og sesongmessige variasjoner på effektiviteten ved fjerning av forurensninger. Vurderingen av sesongmessig variasjon viste ikke store forskjeller mellom sommer og vinter, men for mindre systemer var dette avhengig av sedimentasjonstiden, som viste markant nedgang i ytelsen på vinteren. Det ble konkludert med at overvannstiltak som i liten grad påvirker naturlig overvannssystem, som regnbed, kan fungere bra under vintermånedene. Ifølge Roseen et al. (2009) er det liten grunn til bekymring for redusert ytelse som følge av frosset filtermedia i kaldt klima. Det bemerkes likevel at frost i marken ikke nødvendigvis sidestilles med permeabilitet i filtermedia, da frossent filtermedia fortsatt kan ha betydelig porøsitet og permeabilitet.

Ifølge Davidson et al. (2008) påvirkes regnbedets ytelse i høyere grad av frosttypen enn frostens tilstedeværelse. Likevel bestemmes frostpermeabiliteten hovedsakelig av jordteksturen. En kombinasjon av kald og våt jord med fine kornstørrelser danner lettere betongfrost enn tilsvarende kald og våt jord med grove kornstørrelser (Davidson et al. 2008).

3.4.3 Lengde på vekstsesong

Vekstsesongen varierer mellom landsdeler, fra opptil 225 dager på Vestlandet, til mindre enn 70 dager i høyfjellet (NOU 2010:10). Meteorologisk Institutt (2011) gir en klimatologisk oversikt over vekstsesongen i Norge og omfatter månedene mai – september. Informasjon fra slike rapporter kan benyttes til å bestemme egnet vegetasjon for områder, som er viktig for optimal funksjonalitet i regnbed. Når vekstsesongen blir kort er det vanskeligere å etablere og opprettholde vegetasjon. Derfor kan det være behov for spesielle planteteknikker eller vegetasjon egnet for kort vekstsesong og kalde temperaturer. (Caraco & Claytor 1997).

3.4.4 Snødybde og snøsmelting

Nedbør i form av snø blir lagret på jordoverflaten og vannmengdene blir sluppet løs først ved snøsmelting. Avrenning fra snøsmelting er ofte meget stor grunnet frossen jord eller vannmettet grunn, slik at nærmest hele nedbørfeltet bidrar til avrenning (Caraco & Claytor 1997). Ifølge French og Binley (2004) oppstår mer enn 50 % av etterfylling av grunnvann i Norge under snøsmelting, og vil av den grunn være et viktig aspekt ved konstruksjon av regnbed. Denne andelen vil antakeligvis være mindre i urbane områder blant annet på grunn av borttransportering av snø til designerte lagringsplasser. Avrenning av smeltevann kan oppfattes som minst like kritisk som ved store regnværshendelser, både med tanke på flom og vannkvalitet (Caraco & Claytor 1997). Videre kan hendelser der nedbør faller som regn på snø skape betydelig avrenning. Varmt regn kan smelte snø hurtig, jordoverflaten kan være frossen og nærmest impermeabel, samtidig som effektiviteten til regnbed kan være svekket grunnet frost i jord, islag på overflaten eller is i rørsystemer.

Akkumulasjon av snømasser i urbane områder kan variere kraftig avhengig av arealbruk, trafikkemønster, håndtering av snømasser og lokale klimavariasjoner. Det er generelt tre områder for akkumulasjon av forurensninger: Veier og motorveier, områder nær vei og høyereliggende områder fjernt fra tung trafikk. Områdene har et ulikt mønster av forurensningsakkumulasjon som derfor krever ulike tilnærminger for håndtering av snømassene (Oberts 2003). Snøsmelting kan oppstå under en kort periode på vårparten, som medfører en meget stor belastning med tanke på vannkvaliteten. Akkumulasjonen av forurensninger i snømasser kan være betydelig og forurensningskildene kan avvike fra den varme sesongen. I tillegg kan oppholdstiden på forurensninger i snø være opptil flere måneder, sammenlignet med en oppholdstid på timer eller dager for avrenning fra regnhendelser. Dette kan i betydelig grad øke forurensningsbelastningen fra snømassene (Muthanna 2007). I Nord-Sverige ble veiavrenning fra en snøsmeltingsperiode sammenlignet med en regnværperiode. Det ble konkludert med at det var et større antall partikler og vesentlig høyere konsentrasjoner av alle partikkelstørrelser under snøsmeltingsperioden. Undersøkte partikkelstørrelser og totalt suspendert stoff hadde også høy korrelasjon med totale metallkonsentrasjoner (Cd, Cu, Ni, Pb og Zn) under snøsmeltingsperioden, sammenlignet med regnværperioden (Westerlund & Viklander 2006).

Dietz og Clausen (2005) beskriver en toårig studie av et regnbed med magasineringshøyde på 2,54 cm i Connecticut. Det fremkommer at kun 0,8 % av tilført vannmengde endte i overløp, tross kald vinter med hyppig frost i filtermedia. Davidson et al. (2008) beskriver et feltforsøk fra Minnesota, der snøsmeltingshendelser ble simulert i fire regnbed for å måle reaksjoner i ytelse under kalde forhold. I tillegg ble data for lufttemperatur, jordtemperatur og jordfuktighet samlet under testene. Davidson et al. (2008) observerte at tre av fire regnbed stort sett forble hydrologisk aktive under kalde forhold. Vannspeilets synkehastighet viste stor variasjon under testsesongen, men likevel ble det observert at regnbedene som fungerte bra under varme forhold også fungerte bra under kalde forhold. Regnbedet som opptrådte tilsynelatende begrenset under varme forhold fungerte heller ikke bra under kalde forhold, grunnet dårlig infiltrasjonsevne i jordmedia.

4 Metode

Det ble undersøkt og testet tre regnbed knyttet til privatboliger. Regnbedene L34B og NB21 i Oslo er tilknyttet adressene Langmyrgrenda 34B og Nils Bays Vei 21. Regnbedet H8 ble navngitt etter Hammonds veg 8, i Melhus kommune.

4.1 Geometrisk oppmåling

4.1.1 Areal av regnbed

Arealene er definert som overflaten av filterbedet (areal bunn overflate), og som vannspeilets overflateareal på det tidspunktet overløpet trer i kraft (areal topp regnbed). For H8 er arealet beregnet ut fra av målrette tegninger fra byggherren.

Overløpshøyden ble fastsatt med nivellerkikkert og målestav. Høyden på overløpet ble deretter videreført til punkter rundt regnbedet, for å danne et rutenett av kvadrater med 0,5 meters linjeavstand, tilsvarende vannspeilhøyde ved fullt regnbed. Prinsippet er vist i figur 15.



Figur 15. Etablert rutenett i regnbedet ved L34B. Foto: Bent C. Braskerud

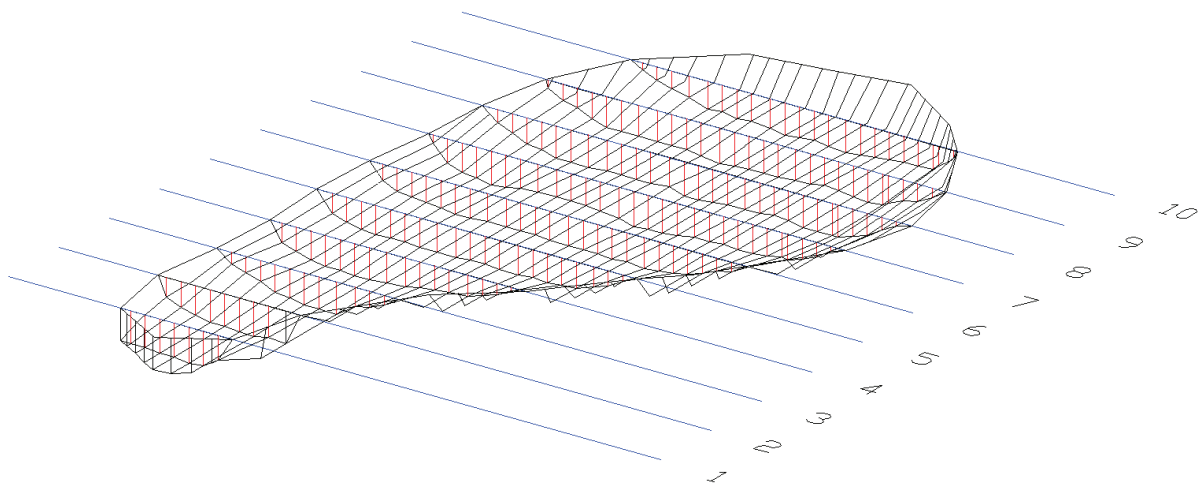
Avstandene langs hver linje ble målt opp, og ga datagrunnlag for arealberegninger. Beregningene ble utført både manuelt og ved tegning i AutoCAD (2012).

4.1.2 Overflatevolum av regnbed

Volumet av regnbedene ble beregnet på to måter, ved bruk av transektmetoden og ved rutenettmetoden.

4.1.2.1 Transektmetoden

Med tommestokk ble dybden til bunnen av regnbedet målt for hver tiende centimeter langs transektene, og ga bunnprofiler med avstand 0,5 meter. Volumet ble beregnet ved å multiplisere arealene for hvert tverrgående transekt, med snittet av dybdene langs transektet. Gjennomsnittsdybdene dekker helningen på kantene i regnbedene samt ujevnheter i bunnflatene. Detaljert illustrasjon av metoden er vist i figur 16.



Figur 16. Illustrasjon av regnbedet i NB21. Blå tverrgående streker viser transektene, mens røde vertikale streker viser dybder langs transektene. Modellen er konstruert i (AutoCAD 2012)

4.1.2.2 Rutenettmetoden

Snittdybden til bunnen ble målt fra hver linje i en rute. For de tilnærmet kvadratiske rutene ga dette fire gjennomsnittsdybder over et areal på 0,25 m². Rutedybdene langs kanten av regnbedet ble målt på samme måte, men med ulik form og areal. For å finne volumet av en rute, ble arealet multiplisert med rutens gjennomsnittsdybde.

4.1.3 Tilgjengelig volum i filtermedia

Tilgjengelig volum for vannlagring i filtermedia ble estimert ved å multiplisere jordfiltrervolumet med estimert tilgjengelig lagringsplass i jorden. Jordfiltrervolum ble beregnet ut i fra dybden på filterbed og antatt geometri under areal bunn overflate. Areal bunn overflate ble beregnet ved å estimere regnbedets sidehelning, med utgangspunkt i vannspeilets overflateareal. For L34B og H8, ble dette utført i AutoCAD (2012), mens NB21 ble beregnet ut fra målrette tegninger ved Bent C. Braskerud. L34B har ikke filtermedia i samme forstand som NB21 og H8, da det består av stedeagne masser med ukjent dybde til fjell. På bakgrunn av loggeren i regnbedet, antas det at dybden er 55 cm der sideveggene på filtergropen beskrives som rette. Bunnarealet av filterbedet antas dermed lik bunn overflate.

Tilgjengelig andel lagringsplass i jorden (drenerbart porevolum), ble estimert ved å trekke andel vann bundet i jorden, fra total porøsitet (total porøsitet – feltkapasitet). Beregning av feltkapasitet ble utført ved bruk av ligning 7.

4.1.4 Areal nedbørfelt

Arealoppmåling av nedbørfeltene i L34B og NB21, ble utført med målebånd, da nedbørfeltene er små og oversiktlige. Oppmåling av takarealet i H8 ble utført av huseier, Rolf Grande.

4.2 Uttak og analyse av filtermedia

Det ble samlet inn kjerneprøver og utført kornfordelingsanalyser for alle regnbedene. Innsamling av kjerneprøver fra L34B og NB21 ble utført av Kim Paus (NTNU) høsten 2011, og etterfølgende analyse ble utført ved laboratoriet til Jordforsk. Etter Krogstad et al. (1991) vil prosedyren for denne typen kornfordelingsanalyse være følgende:

- Innsamling av jordprøver;
- Forbehandling av jordprøvene;
- Veiing av tomme prøveglass;
- Pipetteanalyse;
- Sikteanalyse;
- Veiing av fulle glass;
- Databehandling av verdier fra veiing;
- Utrekning av kornfordeling.

Ifølge Krogstad et al. (1991) er pipettemetoden en kombinasjon av sikting og fraksjonering ved sedimentasjon. Inngående prosedyre for hvert steg i kornfordelingsanalysen finnes i Krogstad et al. (1991).

Kjerneprøver og kornfordelingsanalyse fra H8 ble tatt av Bent C. Braskerud i 2009. Analysen ble utført ved enkel sikting ned til 0,063 mm, hvor finere materialet ble analysert i en Coulter laseranalysator ved NVE.

For å finne innholdet av organisk materiale i regnbedene, ble glødetapsanalyse benyttet. Analysen ble kun utført for kjerneprøvene fra L34B og NB21, ved laboratoriet til Jordforsk. Ifølge Lindquist and Gillberg (2003) defineres glødetap som prosentvis forandring i vekt av en tørket prøve når den antennes. Her ble glødetapet funnet ved oppvarming av jordprøvene i en ovn ved 550 °C, over et tidsrom på 4 timer.

Sorteringen i jordprøvene (S_o) ble bestemt ved avlesing fra kornfordelingskurve og ligning 12.

$$S_o = d_{60}/d_{10} \quad (12)$$

d_{10} og d_{60} er kornstørrelsene der kornfordelingskurven skjærer linjene for henholdsvis 10 og 60 % vektinnhold (Mæhlum et al. 2009).

4.3 Beskrivelse av regnbedene

Regnbedenes nedbørfelt består enten av hustak til bolig eller innkjørsel og gårdsplass. Beregnet areal for alle studieområdene og sammenhengen mellom overflatearealet og tilknyttet nedbørfelt er gitt i tabell 2. Dimensjoneringen av regnbedene ble utført etter «the Prince George's County methods», der regnbedets overflate skal utgjøre 5-7 % av nedbørfeltets areal (Muthanna et al. 2007). Regnbedet i L34B er underdimensjonert i henhold til denne metoden, jf. tabell 2. Tabellen viser arealberegningene av nedbørfelt, overflatearealer og forholdet mellom areal topp regnbed og nedbørfelt.

Tabell 2. Arealberegninger i studieområdene

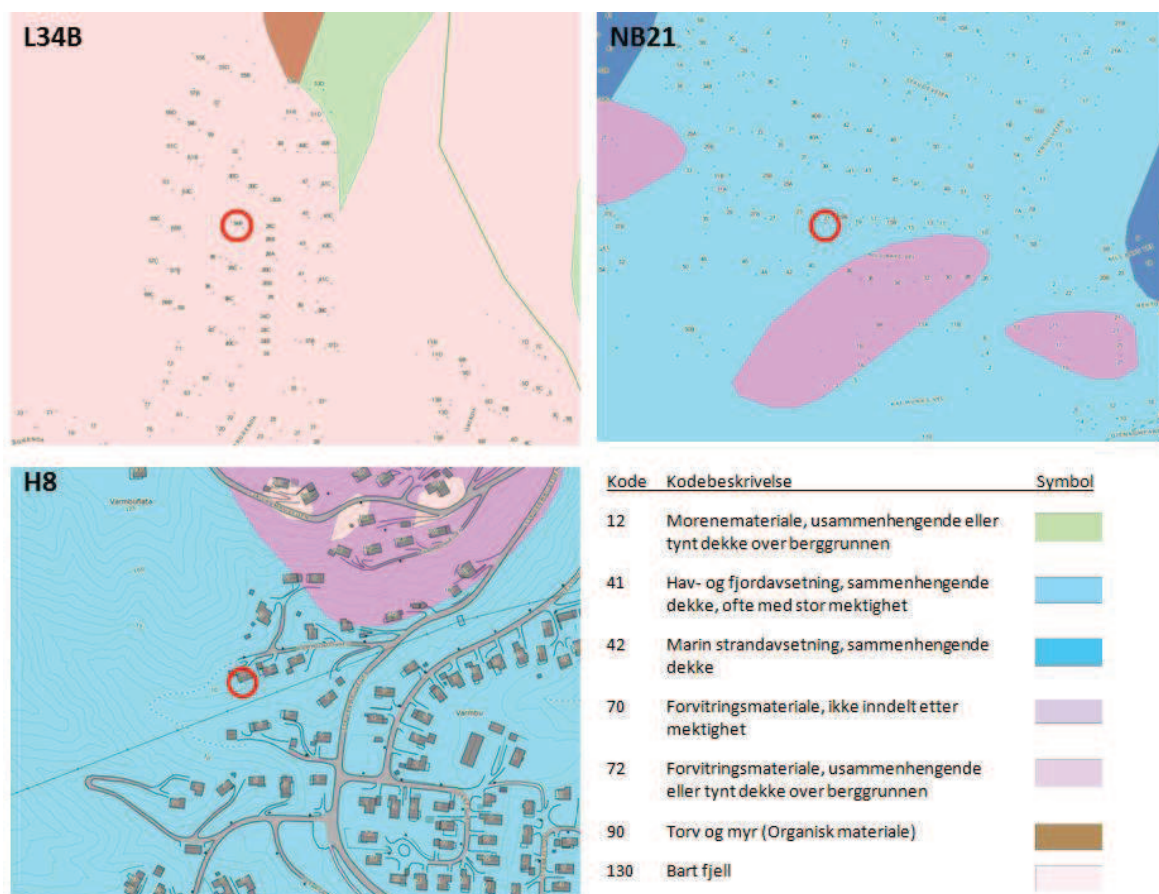
Regnbed	Areal Nedbørfelt (m ²)	Areal topp regnbed (m ²)	Areal bunn overflate (m ²)	RB andel av nedbørfelt (%)
L34B	291	5,9	5,2	2,0 %
NB21	139	10,3	7,0	7,4 %
H8	107	5,1	3,9	4,8 %

Totalt tilgjengelig volum er gitt som overflatevolumet og tilgjengelig volum i filtermedia. Estimert lagringskapasitet i regnbedene er vist i tabell 3. Det ble ikke tatt jordprøve fra sandlaget i bunnen av H8. Tilgjengelig porevolum i lagersonen ble derfor ikke estimert. Volumet i H8 er av den grunn forenklet til å gjelde topplaget og det underliggende laget av stedege masser.

Tabell 3. Volumberegninger i studieområdene

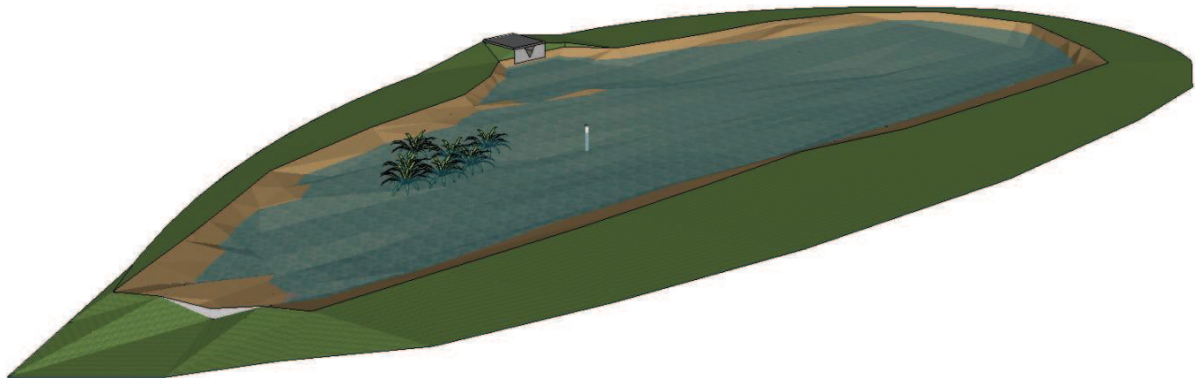
Regnbed	Overflatevolum Regnbed (m ³)	Tilgjengelig volum i filtermediet (m ³)	Sum Volum (m ³)
L34B	0,41	0,61	1,01
NB21	1,68	0,92	2,60
H8	0,86	0,45	1,30

Det ble benyttet tabellverdier etter Clapp og Hornberger (1978) ref. i Dingman (2002) for porøsitet i jordmaterialene, da det ikke ble utført tester av porøsitet i regnbedene. Porøsitetsverdiene i filtermedia representerer derfor ikke hvert enkelt regnbed direkte. Tabellverdiene tilhører jordstrukturene som ble funnet i kornfordelingen for regnbedene. Etersom tabellverdier for porøsitet fra Dingman (2002) ble brukt var det nærliggende å benytte ligning 7 etter Dingman (2002) for å estimere feltkapasiteten.



Figur 17. Utsnitt fra løsmassekart fra NGU (2011b) for L34B, NB21 og H8. Tegnforklaring er gjengitt etter NGU (2011a). Kartutsnittene fra NGU (2011b) medfører usikkerhet da kartene er sammensatt av kartlegginger i ulike målestokk (1:50.000 – 250.000).

4.3.1 Langmyrgrenda 34B (L34B)

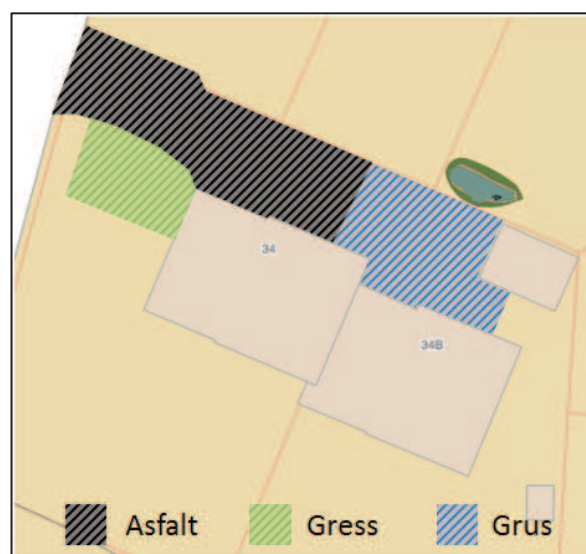


Figur 18. Illustrasjon av regnbødet i L34B. Modellen er konstruert i Google Sketchup

Regnbødet i L34B, illustrert i figur 18, ble etablert i 2006 og befinner seg på Nordberg i Oslo, ca. 210 moh. Regnbødet er plassert i bunnen av innkjørsel ved Langmyrgrenda 34 og 34B, vist i figur 19. Vannlagringskapasiteten er 1,01 m³ og arealet på 5,9 m² utgjør 2 % av nedbørfeltets 291 m². De ulike flatene i nedbørfeltet er gjengitt med størrelse og prosentandel av nedbørfeltets totale areal i tabell 4.

Tabell 4. Nedbørfelt inndelt etter underlag/dekke

Nedbørfeltflate	m ²	%
Gress	70	24 %
Asfalt	135	46 %
Grus	86	30 %
Totalt	291	100 %



Figur 19. Nedbørfelt tilknyttet regnbødet i L34B skissert på kartusnitt fra (Finn.no 2012)

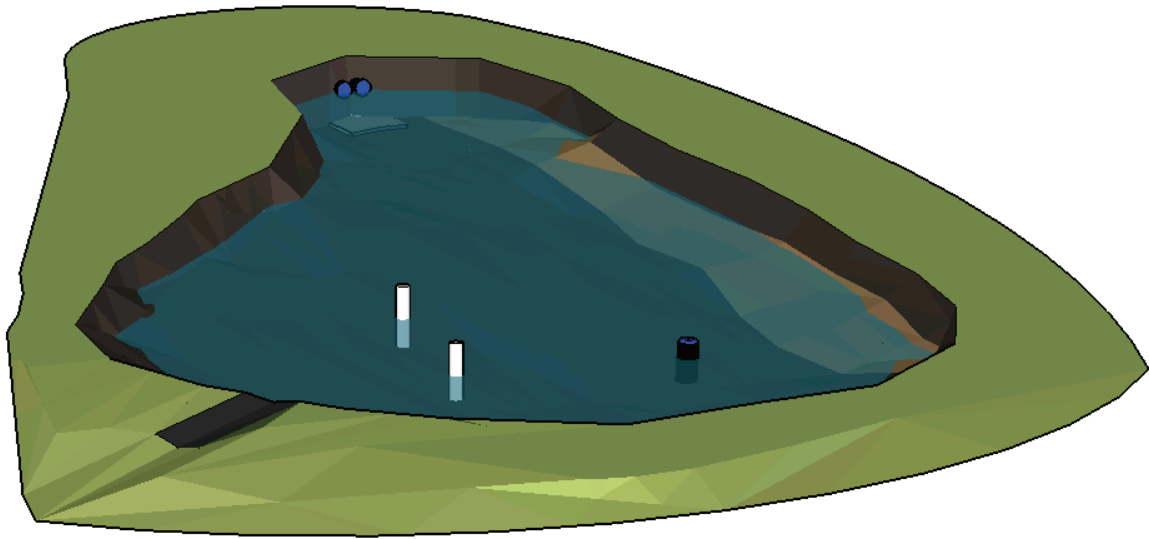
Nedbørfeltet er illustrert i figur 19. Det består hovedsakelig av innkjørsel og gårdsplass av asfalt og hardtråkket jord med topplag av grus, samt en andel gressplen øverst i nedbørfeltet. Grunnforholdene gitt i figur 17 viser at L34B ligger på bart fjell med stedvis tynt dekke av sandig morene. Generelt har sandig morene god infiltrasjonsevne og det er derfor ikke behov for drensledning for å lede bort vannet fra regnbedet. Det er kun benyttet stedege masser som filtermedia i regnbedet, og det forekommer naturlig infiltrasjon til grunnvannet.

Det er installert en innløpskasse til regnbedet med 90 grader V-profil. Innløpskassen er utstyrt med varmekabler for å unngå frostdannelse og sprekker ved lave temperaturer. Et V-overløp på 160 grader fører ut på gressplenen ved siden av regnbedet. Utstyrsoversikt er gitt i tabell 5. Ytterligere beskrivelse av utstyr finnes i kapittel 4.3.4.

Tabell 5. Liste over fast installert utstyr i regnbedet

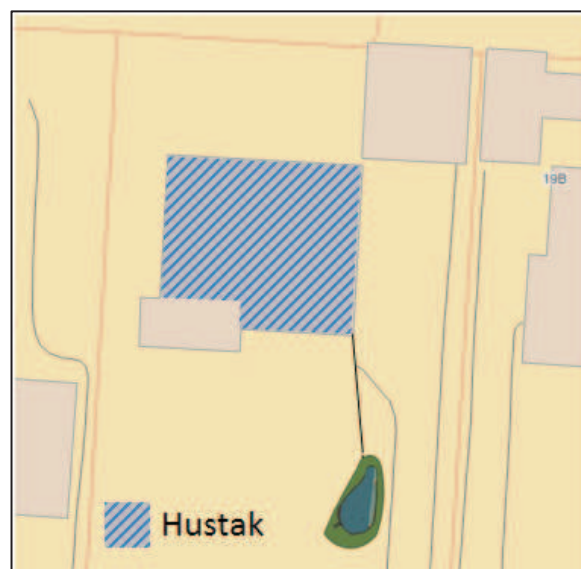
Fast installert utstyr	Type
Trykksensor innløp:	4tech UC2
Trykksensor vannstand:	4tech UC2
Temperatursensor:	PT-100 4-leder
Nedbørmåler:	Lambrecht 1518 H3
Monitor:	Sutron 9210-B
Jordfuktighetsmåler:	Vegetronix VH400

4.3.2 Nils Bays Vei 21 (NB21)



Figur 20. Illustrasjon av regnbedet i NB21. Modellen er konstruert i Google Sketchup

Regnbedet i NB21, vist i figur 20, ble etablert i 2009 og ligger ved Sogn i Oslo kommune, ca. 100 moh. Regnbedet er plassert i hagen, ved siden av innkjørselen til huset, og har vannlagringskapasitet på $2,6 \text{ m}^3$. Arealet på $10,3 \text{ m}^2$ utgjør 7,4 % av nedbørfeltets 139 m^2 . Nedbørfeltet er avgrenset til hustaket, vist i figur 21, med unntak av verandataket i det sørvestlige hjørnet. Hustaket er knyttet til regnbedet ved hjelp av takrenner i to nedgravde overføringsledninger. Topp rør på innløpene er målt til 2,6 cm under overløpshøyden, og medfører at det vil stå vann i innløpsrørene ved topp vannstand. Volumet i innløpsrørene er beregnet til $0,14 \text{ m}^3$ ved topp vannstand, og gir et totalt fangvolum i systemet på $2,74 \text{ m}^3$.



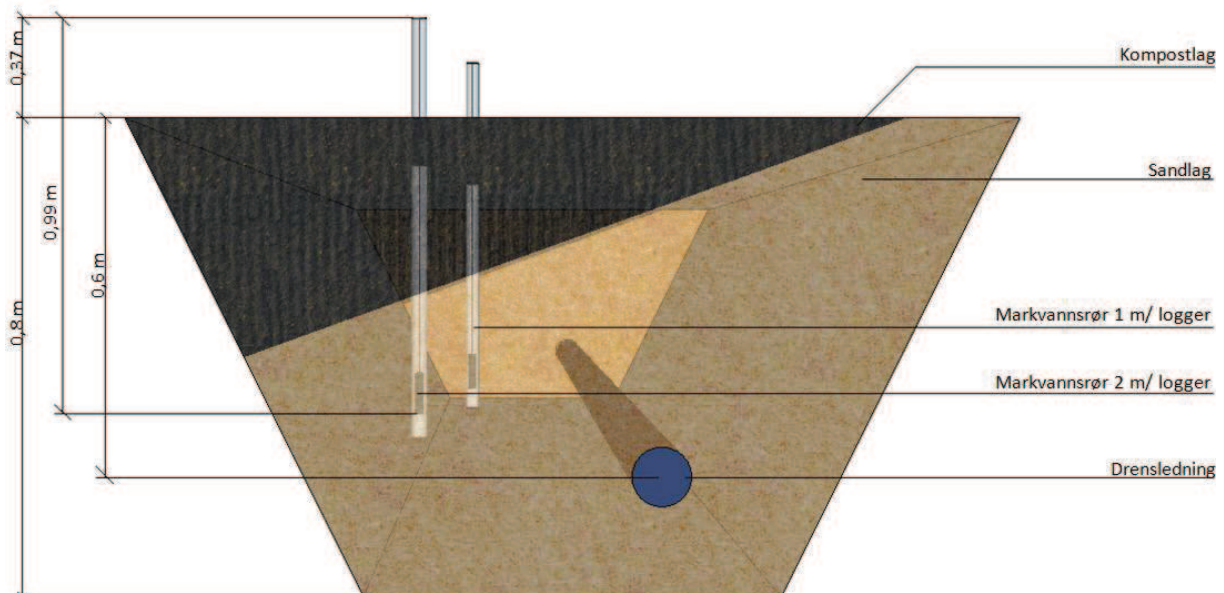
Figur 21. Nedbørfelt tilknyttet regnbed i NB21 skissert på kartusnitt fra (Finn.no 2012)

Stedegne masser i NB21 består av hav- og fjordavsetninger (Figur 17). Dette medfører behov for drensledning, da leirjord ofte har dårlig infiltrasjonskapasitet. Drensledningen fører vannet ut i en overvannskum ved det sørøstlige hjørnet av huset. Regnbedet er konstruert med en skrå lagdeling av filtermediene (figur 22). Det øvre laget er en blanding av matjord og sand, og inneholder derfor en større andel organisk materiale enn det nedre laget. Det nedre sandlaget kommer opp i overflaten langs den ene langsiden av regnbedet.

Regnbedets overløp er formet av to steinheller lagt i V-form. Overløpet betraktes som et 150 grader skarpkantet V-overløp, og fører ut til gressplen. Lagersonen under drensledningen utgjør 0,2 m (se figur 22). Drensledningen ligger 0,6 m under overflaten og leder infiltrert vann ut på kommunalt nett. Drensledningen ledes opp gjennom overflaten, og fungerer som et strupt overløp. Under kraftig hydraulisk belastning, vil drensledningen fylles fra overflaten av regnbedet. Fordi drensledningen er strupt, kan vannmengden presses ut av ledningen og fukte filtermediet innenfra, før vannet rekker å infiltrere gjennom filtermediet. På denne måten fungerer drensoverløpet som en «infiltrasjonshjelper». Utstyrsoversikt er gitt i tabell 6.

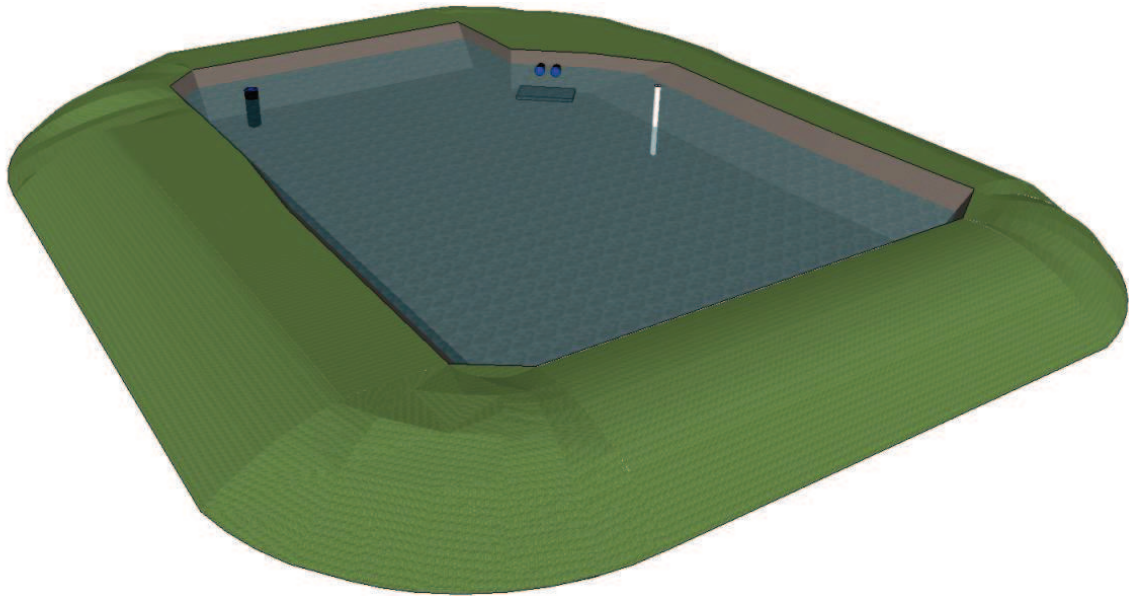
Tabell 6. Liste over fast installert utstyr i regnbedet

Fast installert utstyr	Type
Trykksensor vannstand 1:	Level Troll 100
Trykksensor vannstand 2:	Level Troll 100
Barometer:	Baro Troll 100



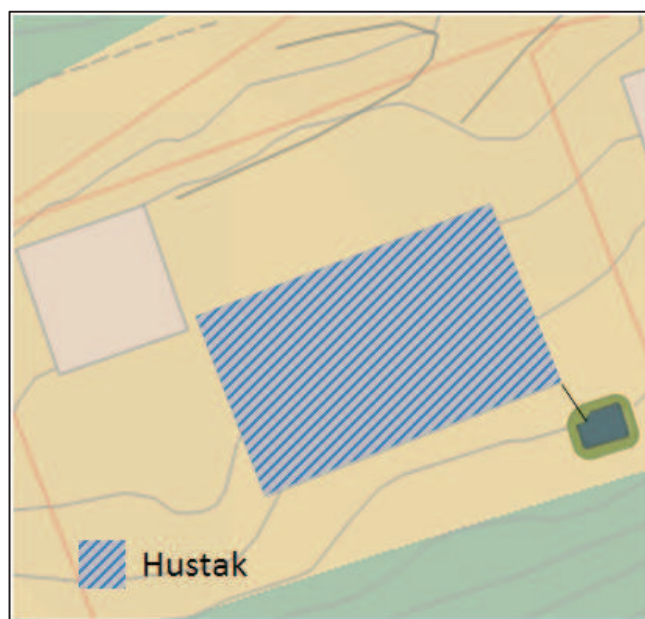
Figur 22. Tverrsnitt av regnbedet i NB21. Markvannsrør 1 logger i kompostlaget. Markvannsrør 2 logger i sandlaget

4.3.3 Hammonds veg 8 (H8)



Figur 23. Illustrasjon av regnbødet i H8. Modellen er konstruert i Google Sketchup

Regnbødet i H8, vist i figur 23, ble etablert i 2009 og ligger ved Varmbu i Melhus kommune, ca. 60 moh. Det er konstruert med en omsluttende voll og er plassert på et flatt platå i hagen. Regnbødet har vannlagringskapasitet på $1,3 \text{ m}^3$ og areal på $5,1 \text{ m}^2$, som utgjør 4,8 % av nedbørfeltets 107 m^2 . Nedbørfeltet, vist i figur 24, består av husets takareal, og er tilknyttet regnbødet med to nedgravde overføringsledninger.



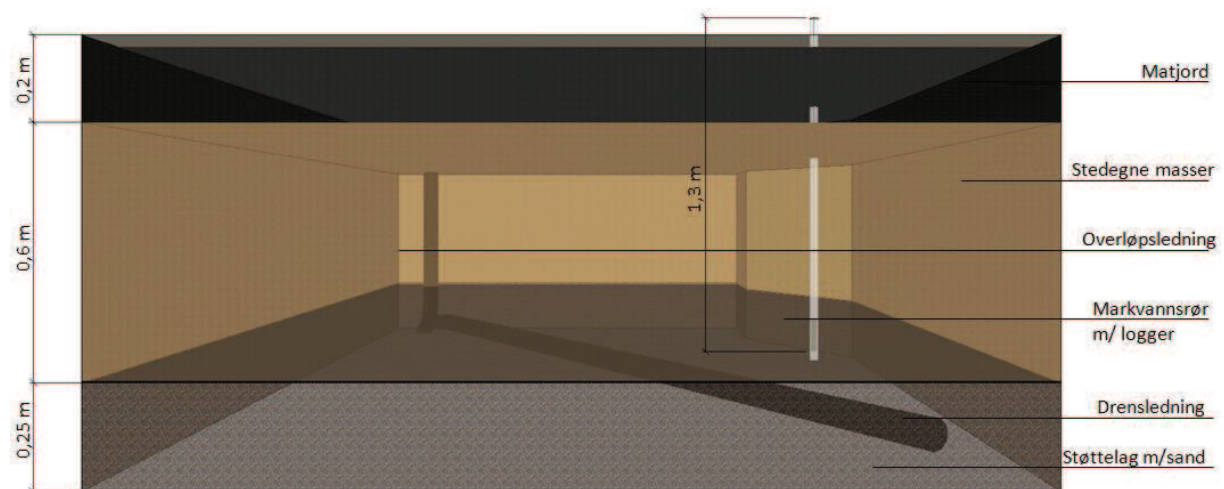
Figur 24. Nedbørfeltet tilknyttet regnbødet i H8 skissert på kartusnitt fra (Finn.no 2012)

Regnbedet ligger i et område med tykk havavsetning (se figur 17). Stedegne masser har dårlig infiltrasjonsevne, noe som nødvendiggjør drenering. Drensledningen fører ut til en plantedeckt skråning nedstrøms i hagen. Filtermediets lagdeling er vist i figur 25, hvor et lag med 0,2 m matjord ligger på toppen etterfulgt av 0,6 m med stedegne masser. Mellom stedegne masser og støttelaget av sand, er det lagt en glassfiberduk for å hindre utvasking av finstoff til drønsledningen. Sandlaget gir god transport av infiltrert vann til drønsledningen.

Regnbedet har to overløp, et vertikalt overløpsrør og et overløp i form av en nedsenkning i vollen som fører vann ut på plenen. Det vertikale overløpet ligger i samme grøftetrasé som drønsledningen, før ledningene skilles og fører vannet ut til forskjellige steder i skråningen nedenfor. Utstyrsoversikt er gitt i tabell 7.

Tabell 7. Liste over fast installert utstyr i regnbedet

Fast installert utstyr	Type
Trykksensor vannstand:	Level Troll 100
Barometer:	Baro Troll 100
Nedbørmåler:	Vippeskål



Figur 25. Tverrsnitt av regnbedet i H8.

4.3.4 Loggerutstyr i regnbedene

Loggerutstyret ble benyttet for å analysere regnbedenes ytelse utover de observasjoner som ble gjort under feltarbeidet. I tillegg gir logget trykkehøyde grunnlag for beregning av vannføring i V-inn og i V-overløp for regnbedene i L34B og NB21.

4.3.4.1 L34B

Nedbørmåler (Lambrecht 1518 H3) er oppstilt ved siden av regnbedet, med oppsamlingsareal på 200 cm² og vippekål-system med 0,1 mm registrering. Denne kan måle nedbørepisoder i spekteret 0 - 600 mm per time. Målenøyaktighet er ± 2 % (ITAS 2009). Alternativt kan nedbørdata hentes fra målestasjonen på Blindern. Stasjonen ligger 94 moh., 2,9 km fra målepunktet i Langmyrgrenda (Meteorologisk institutt 2012).

Jordtemperatursensor (PT-100, 4-leder) med nøyaktighet ± 0.1 °C er plassert midt i regnbedet.

Trykksensorene (4tech UC2) med måleintervall 0 til ca. 2 m. Sensorene er luftet, og plassert i innløpskassen oppstrøms V-inn og sentralt i regnbedet.

Jordfuktighetsmåler (Vegetronix VH400) måler på 5-15 cm dyp. Dette er det eneste regnbedet med kontinuerlig måling av jordfuktighet.

Alle målere og sensorer er koblet til en monitor av typen Sutron 9210-B.

4.3.4.2 NB21

Det er ikke oppstilt nedbørmåler i regnbedet, og nedbørdata må hentes fra målestasjonen på Blindern, eventuelt L34B. Avstand fra målestasjon til målepunktet i Nils Bays vei er 1,3 km (Meteorologisk institutt 2012).

Jordtemperatur- og trykksensor (Level Troll 100) er installert i hvert av filterlagene og logger trykk og temperatur i hvert sitt lag. Sensor 1 måler i kompostlaget ved at markvannsrøret er perforert i dette laget. Sensor 2 er perforert på et lavere nivå, og måler i bunnlaget av sand, illustrert i figur 22. Begge sensorer er kalibrert for 0 - 10 m vannstand, men er ikke luftet. Av den grunn må lufttrykket måles med barometer for å kompensere for endringer i vannnivå som følge av barometriske endringer.

Barometersensor (Baro Troll 100) er plassert på husets nordvegg. Sensoren måler også lufttemperatur, men vil overestimere noe. Dette fordi den periodevis er utsatt for direkte stråling fra solen. Alternativt kan lufttemperaturen for NB21 hentes fra målestasjonen på Blindern eller L34B.

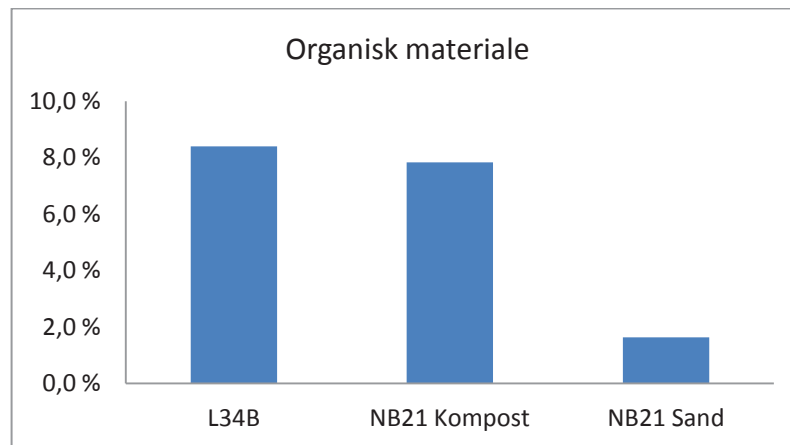
4.3.4.3 H8

Nedmåler (ukjent produsent) med vippekålsystem. Alternativt kan nedbørdata hentes fra Risvollan urbanstasjon i Trondheim, med avstand 16,4 km (Meteorologisk institutt 2012).

Trykksensor og barometersensor (Level Troll 100 og Baro Troll 100) er de samme som ved NB21. Barometersensoren er plassert i et løvtre.

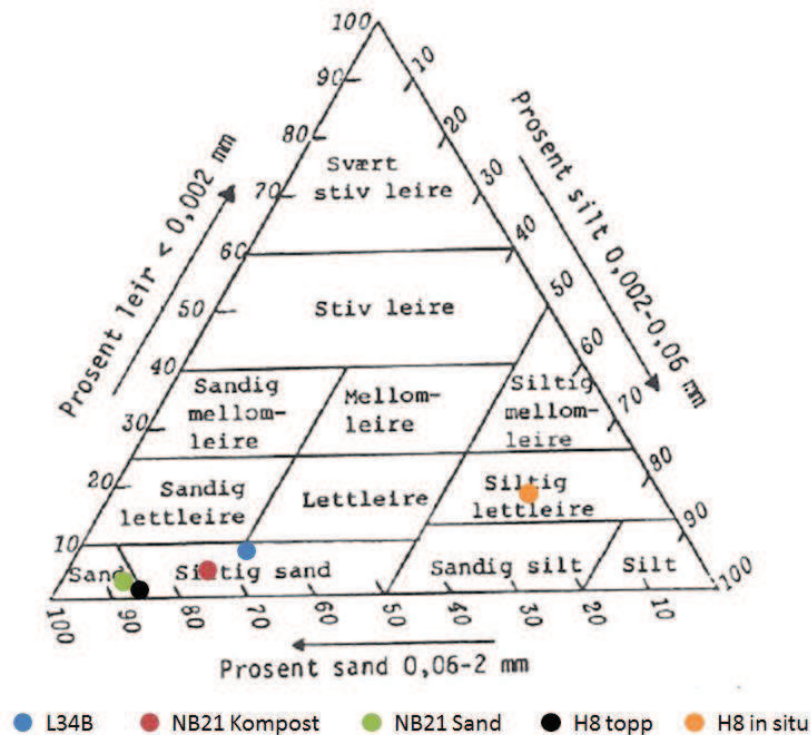
4.3.5 Jordanalyser

Organisk innhold og kornfordeling i jordprøvene ble kartlagt ved analyse av jordprøver. Innhold av organisk materiale for L34B, og begge lagene i NB21 er gitt i figur 26.



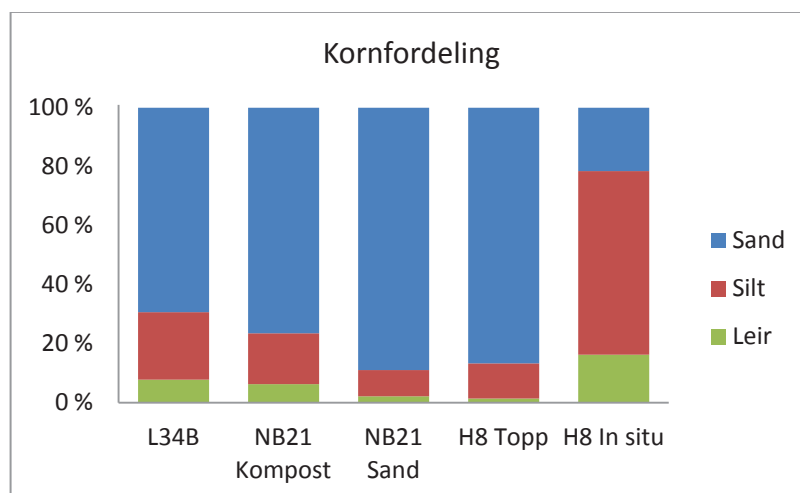
Figur 26. Andel organisk materiale i jordprøver fra L34B, sandlaget i NB21 og kompostlaget i NB21

Kornfordelingskurver for jordmaterialene i samtlige regnbed er gitt i figur 29. Det ble utført en analyse for L34B, to for NB21 (kompostlag og sandlag) og to for H8 (topplag og in situ masser). Med fordelingen i jordstruktur gitt i figur 28, kan kornstørrelsesgrupper i mineraljord klassifiseres ved hjelp av en jordartstrekant.

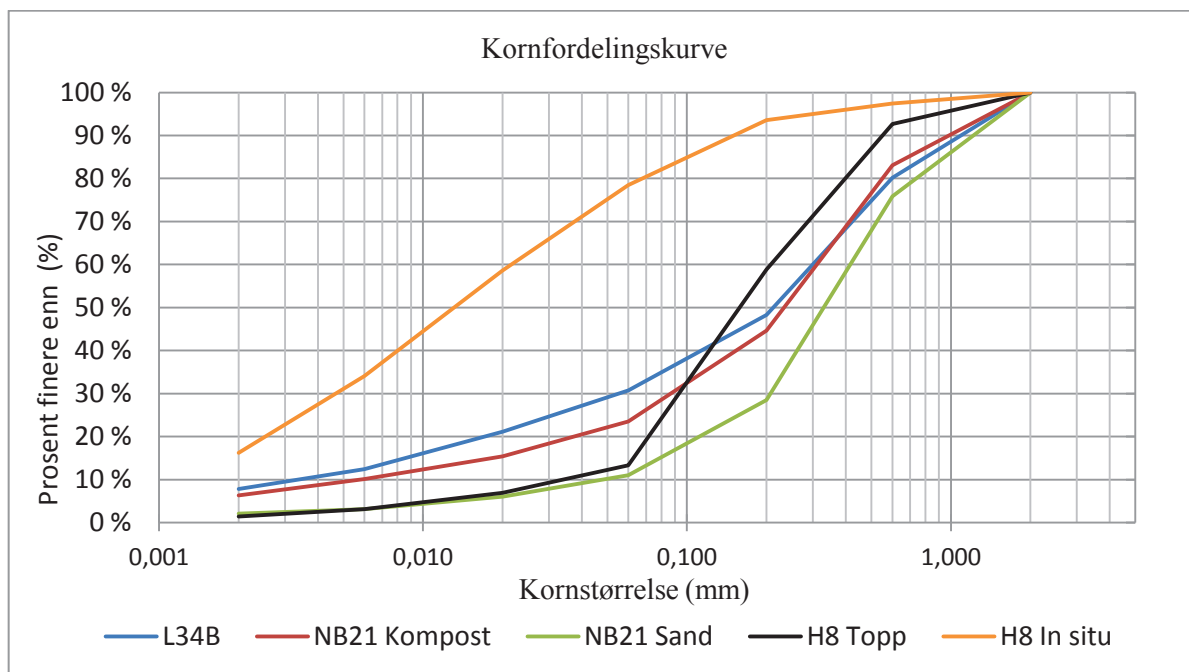


Figur 27 Jordartstrekant for mineraljord finere enn 2 mm, hentet fra Sveistrup og Njøs (1984). Påtegnet jordstruktur.

Jordartstrekant med norske betegnelser er gitt i figur 27 etter Sveistrup og Njøs (1984), der klassifisering av jordtekstur er markert i fargekode. Jordartstrekant fra United States Department of Agriculture (2012) ble benyttet til sammenligning og for engelsk beskrivelse av jordtekstur. Klassifiseringene ble videre benyttet i formelverk for feltkapasitet og til estimering av tilgjengelig porevolum for vannlagring.



Figur 28 Prosentvis kumulativ fordeling av jordtekstur i samtlige regnbed.



Figur 29. Kornfordeling i jordmedia for samtlige regnbed

Klassifiseringen av kornstørrelsesgruppene har tilhørende tabellverdier gjengitt i tabell 8. Jordmaterialet i L34B kan klassifiseres som siltig sand eller «sandy loam». Kompostlaget i NB21 klassifiseres som siltig sand, eller som «loamy sand», mens sandlaget i NB21 klassifiseres som sand. Topplaget i H8 klassifiseres som sand, mens laget av in situ masser klassifiseres som siltig lettleire eller «silt loam» (Dingman 2002; Sveistrup & Njøs 1984). Verdier for ψ_{ae} og b etter Clapp og Hornberger (1978) ref. i Dingman (2002) er til bruk i ligning 7.

Tabell 8. Klassifisering av jordstruktur med tilhørende tabellverdier

Regnbed	Jordstruktur	ψ_{ae}	b
L34B	siltig sand "sandy loam"	12,8	4,90
NB21			
Kompostlag	siltig sand "loamy sand"	9,0	4,38
Sandlag	sand	12,1	4,05
H8			
Topplag	sand	12,1	4,05
in situ lag	siltig lettleire "silt loam"	78,6	5,30

4.4 Måling av hydrologiske og klimatiske parametere

4.4.1 Vannføringsmålinger

Under feltarbeidet ble det utført manuelle vannføringsmålinger, både for tilført og videreført vann. Vannføringsmålingene ble utført med forskjellige metoder og måleprinsipper. Under simulering med syntetisk nedbør ble det foretatt vannføringsmålinger med blant annet «bøtte-tid metoden», nærmere beskrevet i kapittel 4.4.1.3. Dette er vist i figur 30.



Figur 30. Simulering med syntetisk nedbør under feltarbeid i H8. Foto: Bent C. Braskerud

4.4.1.1 Skarpkantet V-overløp

Med skarpkantet V-overløp kan det foretas presise målinger ved både lave og høye volumstrømmer (Finnemore & Franzini 2009). Overløpet virker ved at strømmingen "går gjennom kritisk" ved overløpsterskelen. På dette tidspunktet er det en entydig sammenheng mellom vannstanden oppstrøms overløpet og vannføringen. Det forutsettes at strålen er godt luftet og upåvirket av vannflaten nedstrøms terskelen (Mosevoll et al. 1991). I NS-ISO 1438-1 (2005) beskrives vannføringsmålinger ved bruk av skarpkantet V-overløp etter Kindsvater-Shen (ligning 13):

$$Q = C_d \frac{8}{15} \tan \frac{\alpha}{2} \sqrt{2gh_e}^{5/2} \quad (13)$$

Der Q er vannføringen med benevnelse [L^3T^{-1}], C_d er utløpskoeffisienten, bestemt av trykkehøyden og tilløpskanalens geometri oppstrøms V-overløpet, α er V-overløpets vinkel, g

er gravitasjonskonstanten og h_e er vannstanden over spissen på V-overløpets terskel. NS-ISO 1438-1 beskriver primært V-overløp med vinkel mellom 10 og 90 grader. Videre har regnbedene en diffus geometri ved utløpet. Dette nødvendiggjør ekstrapolering for å anslå verdier for C_d . Etter beregninger ble det for 90 graders V-profilet ved innløpet til regnbedet i L34B valgt en C_d -verdi lik 0,578. Utløpet har en vinkel på 160 grader, hvor C_d ble anslått til 0,61 ved ekstrapolering.

4.4.1.2 Steinsatt renne i V-profil

Overløpet i NB21 er utført som et 40 cm langt steinsatt V-profil, med 50 ‰ helning. Etter NS-ISO 1438-1 (2005) oppfylles ikke kriteriene til fri stråle. Det ble derfor forsøkt å benytte Mannings formel for kanalstrømning, gitt i ligning 14.

$$v = \frac{Q}{A} = MR^{\frac{2}{3}}I^{\frac{1}{2}} \quad (14)$$

Der v er vannets hastighet med benevnelse [L^3L^{-2}], M angir Mannings tall empirisk fra tabell, R er hydraulisk radius og I er kanalens fall (Winther et al. 2011). Kriteriet for bruk av ligningen er at R dividert med kanalens ruhet k ligger i intervallet 4,7 til 300. Dette kriteriet ble ikke oppfylt, og nødvendiggjorde ytterligere antakelser av strømningssituasjonen for å bestemme vannføring i overløpet. Under simuleringene var det kun en liten del av totalt tilført vann som gikk i overløp. I tillegg til usikkerhet rundt vannføringsmålingene inn i regnbedet, ble det ansett som tilstrekkelig å benytte formelverket for skarpkantet V-overløp gitt i NS-ISO 1438-1 (2005). h_e ble målt manuelt ved hjelp av tommestokk. Utløpskoeffisienten C_d ble nedjustert grunnet V-profilets utforming og ruhet.

4.4.1.3 Bøtte - tid metoden

Metoden bygger på et enkelt prinsipp, der en bøtte ble kalibrert slik at den rommet et bestemt volum. Vannspeilets høyde ved eksakt volum ble markert med vannfast tusj på innsiden av bøtten. Under forsøkene ble det vanligvis målt 10 liter per prøvetaking. Metoden ble benyttet for vannføringsmåling inn i regnbedene, og for drens- og overløpsvannføring i NB21 og H8. Prinsippet er vist i figur 31.



Figur 31. Bøtte - tid metoden under simulering med syntetisk nedbør i NB21, 31.08.11

4.4.2 Infiltrasjonsmålinger

Mettet vannledningsevne (mettet hydraulisk konduktivitet) ble målt ved hjelp av et infiltrometer basert på bruk av en marioettesylinder for å holde konstant trykknivå. Infiltrometeret er opprinnelig tilegnet grunnundersøkelser ved infiltrasjonsanlegg for avløpsrensing, og beskrivelsen av regnbedets infiltrasjonsegenskaper igjennom overflaten blir begrenset da en svamp graves ned i filtermediet. En prinsippskisse av opprisset infiltrometer er vist i figur 32. Instrumentet er utviklet i både manuell og elektronisk utgave (Jenssen et al. 2006). I dette studiet er den manuelle utgaven benyttet, men det påpekes at det finnes tilsvarende instrumenter til samme formål.

For å få et bilde på den totale infiltrasjonen i regnbedene ble vannspeilets synkehastighet målt under testing av syntetisk nedbør. Målingene ble utført på flere tidspunkt langs markvannsrøret ved hjelp av tommestokk. Dette ble utført for NB21 og H8.

4.4.2.1 Infiltrometertest

Infiltrometeret måtte kalibreres før det kunne foretas feltmålinger. Dette ble gjort ved å fylle sylinderen med vann fra et målebeger som rommet 1 liter, for å danne et forhold som samsvarte med strekene på infiltrometeret.

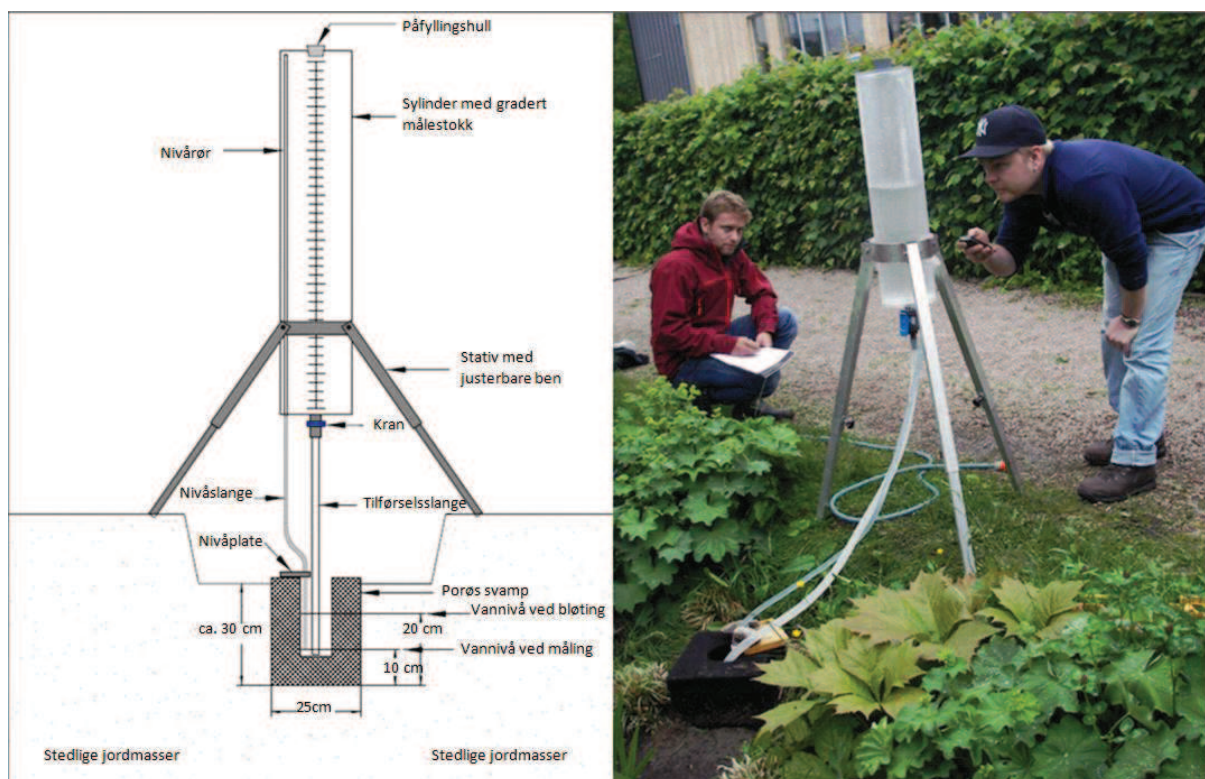
Som del av oppriggingen av infiltrometeret ble det gravd en grop filtermediet, med en kvadratisk bunnflate på 25 x 25 cm og rette vegger. Som vist i figur 32, ble en svamp plassert i gropen for å fordele vannet jevnt, stabilisere sideveggene og hindre utvasking av finstoff. For å måle infiltrasjonshastigheten i øvre jordlag, ble en svamp gravd ned med varierende dybder mellom 15 og 21 cm. Vannivået i testgropen ble holdt konstant ved bruk av nivåplate og lufteslange som sørget for støtvis påslipp av vann grunnet undertrykk i sylinderen.

Testgropen ble utsatt for bløting over en periode på 30 minutter. Viser til Bioforsk (2009) for nærmere beskrivelse av prosedyren.

Synkehastigheten ble målt med tidtaking av vannstandsending i sylindren. Endring i vannstand per tidsenhet i sylindren omgjøres til vannledningsevne i grunnen med ligning 15.

$$K = \frac{\pi r^2 dh}{(4ab + b^2)t} \quad (15)$$

Der K er mettet hydraulisk konduktivitet med benevnelse [LT^{-1}], r er sylindrens radius, dh endret vannhøyde i sylindren, a er høyden på vannmettet svamp, b er svampens bredde og t er tiden. Omregningen fra sylindrens synkehastighet til mettet hydraulisk konduktivitet kan forenkles ved å multiplisere med en omregningsfaktor på 1,4 (justert for areal og enhet).



Figur 32. Til venstre: Prinsippskisse for bruk av infiltrometer . Til høyre: Infiltrasjonsmålinger i regnbedet ved NB21, 07.06.11. Foto: Bent C. Braskerud

4.5 Bestemmelse av hydrologisk ytelse

4.5.1 Test med syntetisk nedbør

Med simulering av syntetisk nedbør, ble det forsøkt å bestemme den hydrologiske ytelsen til regnbedene. Simuleringene ved regnbedene i Oslo ble gjennomført med hjelp fra ISS Landscaping som stilte med traktor, vanntank og en ekstra 1000-liter tank, vist i figur 33. I Melhus stilte Gauldal brann og redning med tankbil. Det ble i alt gjennomført syv nedbørsimuleringer.

Det var ønskelig at tilført nedbørintensitet tilsvarte 50års regnet fra Meteorologisk institutt sin målestasjon på Blindern (30 mm på 30 minutter og 16,5 mm på 10 minutter). Dette ble imidlertid ikke alltid fulgt i praksis. Videre ble det antatt at nedbøren falt på tak og rant til regnbedet. På dette tidspunktet var ikke regnbedenes nøyaktige geometri kjent. Regnbedarealene ble anslått på bakgrunn av «the Prince George's County methods», og utgjorde 7 % av nedbørfeltets størrelse (Muthanna et al. 2007). På denne måten var det mulig å beregne mengde og intensitet på vanntilførselen. Senere ble nedbørfeltets areal korrigert mot regnbedenes faktiske størrelse. Vannet ble tilført som «kasseregn» under samtlige simuleringer. Tilført vannmengde ved H8, ble også utført på bakgrunn av nedbørdata fra Blindern. Jordfuktighet ble målt før, under og etter simuleringene. Måleresultatene ble aldri kalibrert, og blir derfor ikke ytterligere behandlet. For beskrivelse av jordfuktighetsmålinger med tilhørende resultater, se vedlegg A.

Regnbedenes variable konstruksjon medførte at tilførselsmengdene under syntetisk nedbør ble forskjellige. Nedenfor beskrives et eksempel på hvordan simulering med syntetisk nedbør ble gjennomført. Samtlige simuleringer finnes i vedlegg B.

4.5.1.1 Eksempel på simulering med syntetisk nedbør, L34B

Tabell 9. Initialbetingelser, simulering 1 (31.08.11)

Dato og tid:	31.08.2011 kl. 11:30
Nedbørfeltets antatte størrelse:	88 m ²
Ønsket nedbør:	30 mm på 30 minutter
Vanntemperatur:	12 °C
Ønsket vannmengde:	2640 liter

Initialbetingelser for gjennomføringen er gitt i tabell 9. Innløpet i regnbedet er utstyrt med V-profil og trykksensor for vannføringsmåling inn i regnbedet. Tilført vannmengde inn i regnbedet ble i tillegg kontrollert ved hjelp av bøtte - tid metoden. På bakgrunn av beskrevet beregningsmetodikk, skulle det ta ca. 6,7 sekunder å fylle én bøtte. Vannføringsmåling i V-overløpet ble under simuleringen aldri aktuelt å måle, da tilført vannmengde ikke oversvømte regnbedet. Vanntilførselsprinsippet er vist i figur 33.



Figur 33. Vanntilførsel i regnbedet ved NB21, under simulering med syntetisk nedbør 01.09.11.
Foto: Bent C. Braskerud.

4.6 Modeller

I oppgaven er det benyttet to hydrologiske modeller. Sammenligning av regnbedene utover målte observasjonsdata ble utført i RECARGA, og storskalaimplementering ble utført i Mike Urban.

4.6.1 RECARGA

RECARGA er en endimensjonal modell, utviklet som et designverktøy for å evaluere ytelsen av blant annet regnbed. På bakgrunn av brukerdefinert nedbør- og evaporasjonsdata, beregner modellen infiltrasjon, vannlagring, vannspeilets stigning, mengde vann i overløp m.m. Simuleringsresultatene kan benyttes til å analysere utslaget av parameterendringer for dimensjonering (Atchison & Severson 2004).

Filtermediet kan deles inn i tre lag med ulike egenskaper. Infiltrasjon gjennom overflaten simuleres på bakgrunn av Green-Ampt infiltrasjonsligning, mens dreneringen mellom de forskjellige homogene lagene styres av van Genuchten-forholdet, der det antas at perkolasjonen mellom lagene kun drives av tyngdekraften (Atchison & Severson 2004).

RECARGA simulerer på bakgrunn av en kode utviklet i MATLAB. Koden er åpen, og kan endres av brukeren.

4.6.2 Mike Urban

Mike Urban er et modelleringsprogram som integrerer GIS med vannforsynings- og avløpsmodellering, herunder:

- Overvann i åpne og lukkede systemer;
- Spillvann, både separat og fellessystemer, eller en kombinasjon av disse;
- Distribuering i vannforsyningsystemer.

Mike Urban muliggjør simulering av alle komponenter som inngår i et komplett ledningsnettverk. I tillegg kan infiltrasjon, snøsmelting, fordrøyning, stofftransport m.m. modelleres (DHI 2011a). I studiet har modulene «Collection system - Rainfall - Runoff» og «Collection system - Pipeflow» blitt benyttet. Modulene kan enten kjøres med modelleringsmotoren SWMM5 eller MOUSE (DHI 2011b).

MOUSE er en modelleringsmotor for hydrologi og hydraulikk, både i åpne og lukkede kanaler. DHI (2011b) oppgir blant annet følgende problemstillinger som kan besvares ved hjelp av MOUSE:

- Overbelastningsårsaker, stillestående vann eller for lav ledningskapasitet?
- Hvilke resultater kan oppnås ved å installere fordrøyningsvolumer, overløp etc. på nettet?
- Hva er gjentakintervallet for overbelastning i forskjellige deler av avløpssystemet?

Mike Urban benyttes ofte for løsningsoptimalisering i store ledningsnettverk, og er et verktøy for å estimere effekten av ulike tiltak.

4.7 Sammenligning av regnbed ved modellkjøring

Med RECARGA har det blitt forsøkt å simulere hvordan regnbedene responderer på nedbørhendelser utover målte observasjonsdata. For å danne sammenligningsgrunnlag mellom modellresultatene, måtte det gjøres forutsetninger. For NB21 antas det at vannmengden som opprinnelig gikk i drens og videre ut på kommunalt ledningsnett, magasineres og infiltreres i et lukket grøftesystem. Videreført vannmengde for samtlige regnbed blir derfor kun i form av overløpsvannføring.

Avrenningen fra nedbørfeltene varierer grunnet ulik geometri og permeabilitet. Det ble derfor valgt et impermeabelt homogent nedbørfelt bestående av hustak på 150 m². For å kontrollere at inputfilen i RECARGA var riktig, ble den rasjonelle metoden benyttet (Ligning 16).

$$Q = \varphi \cdot A \cdot i \quad (16)$$

Der Q er vannføringen ut av nedbørfeltet med benevnelse [L³T⁻¹], φ er prosentandel impermeable flater, A er nedbørfeltets areal og i er nedbørintensiteten. Simulerte nedbørepisoder har gjentakintervall på 20 og 50 år med 15 og 200 minutters varighet, hentet fra Blindern. For å presse regnbedenes kapasitet, simuleres "regn etter regn"-tilfeller ved å sette initialtilstanden i filtermediet til vannmettet. Samtlige nedbørepisoder ble simulert med regnbedareal lik 5m² og 10m², og utgjør henholdsvis 3,3 % og 6,7 % av nedbørfeltets størrelse. Mettet hydraulisk konduktivitet i regnbedene er valgt på bakgrunn av modellkalibrering.

4.7.1 Kalibrering

For at resultatene fra RECARGA skal være pålitelige, var det nødvendig med kalibrering. Inputfil til RECARGA ble konstruert ved å legge inn data fra målt vannføring i en .txt-fil, slik at intensitet og varighet samsvarte med simuleringene med syntetisk nedbør. Målte parametre, som regnbedets og nedbørfeltets areal, høyde til overløp, dybde på drensledning og hydraulisk konduktivitet, ble deretter lagt inn. Ettersom RECARGA er endimensjonal, forenkles regnbedets overflategeometri ved at overflatemagasineringsvolum beregnes vinkelrett på overflaten. Modellen opererer derfor med et mindre overflatemagasineringsvolum enn hva målte verdier tilsier, og medfører overestimerte vannstandsberginger. For at volumet skal samsvare med oppmålt volum, måtte overflatearealet i RECARGA økes. I modellsimuleringene ble evapotranspirasjon fra regnbed og nedbørfelt ansett som neglisjerbar, grunnet korte nedbørepisoder og små nedbørfelt med rask responstid. Outputfilen som genereres oppsummerer regnbedets vannballanse underveis og etter nedbørhendelsen.

Som et eksempel nevnes at modellresultatene i NB21 samsvarte dårlig med observerte verdier. Tilnærming til observerte verdier ble gjort ved å justere parameteren k_{sat} ⁵, i både rot- og lagringssone. Figur 34 viser kalibreringstilnærming for regnbedet i NB21.

4.7.2 Verifisering

En kalibrering er ofte en finjustering i forhold til én bestemt nedbørepisode. Det er derfor ikke sikkert at andre uavhengige nedbørepisoder vil stemme like godt overens. Kalibrerte modeller bør derfor verifiseres med en eller flere uavhengige observerte nedbørhendelser. For regnbedene i L34B og NB21, ble det simulert flere nedbørhendelser. Dette muliggjorde modellverifisering. Kalibreringskurve for to uavhengige nedbørhendelser i NB21 er gitt i figur 34. For regnbedet i H8 ble det av tidsbegrensninger, kun gjennomført én simulering med syntetisk nedbør. Dette begrenser derfor modellens troverdighet.

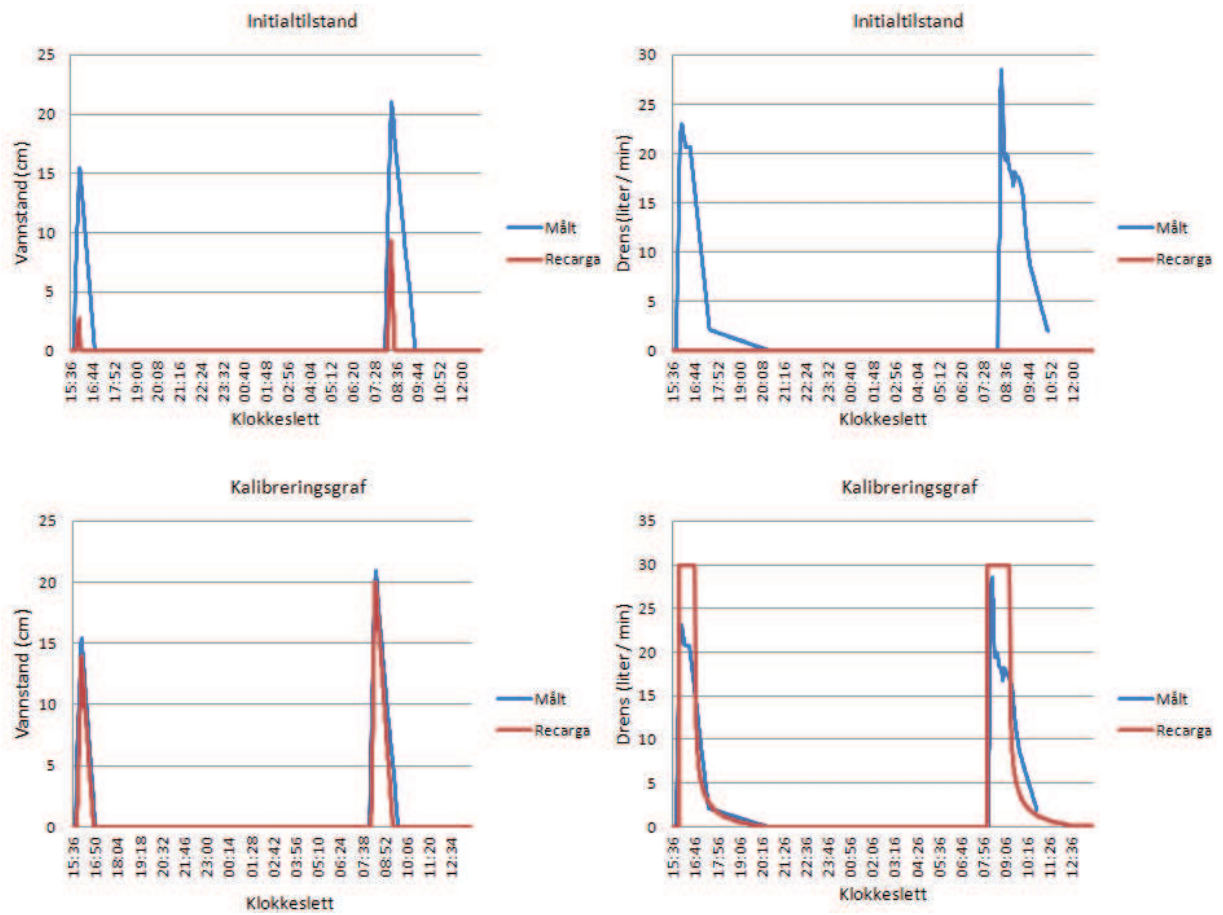
4.7.3 Feilkriterium

For å bedømme overensstemmelse mellom modellen og regnbed, trengs det et måltall på avviket. Et ofte benyttet feilkriterium er kvadratavviket. Dette kommer fra lineær regresjonsteori, og er basert på forutsetninger om uavhengighet og konstant usikkerhet. Det er ofte gunstig med et dimensjonløst mål på modellavviket, der "effektivitetskriteriet", beskrevet av Nash og Sutcliffe i 1970, defineres som ligning 17 etter Sælthun (2001).

$$E = 1 - \frac{\sum(y_{\text{obs}} - y_{\text{mod}})^2}{\sum(y_{\text{obs}} - \bar{y}_{\text{obs}})^2} \quad (17)$$

Der y_{obs} er observerte data og y_{mod} er modellerte. Dersom E er lik 1, vil det si at det er hundre prosent overensstemmelse mellom observerte og modellerte verdier, mens ved E lik 0 eller lavere vil modellerte verdier ikke være mer troverdige enn snittet av observerte verdier.

⁵ k_{sat} er forkortelse for mettet hydraulisk konduktivitet, og kan justeres i tre forskjellige homogene lag i RECARGA (rotsone, lagringssone og for stedegegne masser).



Figur 34. Illustrasjon av tilnærming til observerte verdier ved hjelp av modellkalibrering. Til venstre: Vannstandskalibrering. Til høyre: Kalibrering av dreinsvannføring.

4.8 Storskalaimplementering

Det har vært ønskelig å studere den hydrauliske funksjonen av å implementere regnbed i en større sammenheng. Som del av ExFlood-prosjektet, har flere masteroppgaver ved UMB omhandlet identifisering av problemområder, blant annet i Fredrikstad kommune, med hydraulisk analyse og analyse av enkelttiltak. Analysene har blitt utført med Mike Urban og modulen ROSIE⁶. Kartgrunnlaget som benyttes i simuleringene er GIS-basert og konstruert ved hjelp av Gemini⁷.

På bakgrunn av kartgrunnlaget benyttet i de andre mastergradsoppgavene, har Ole Einar Garder i Sweco Norge AS bistått i å bygge opp en funksjonell modell, modifisert til å kunne estimere effekten av regnbed i et avgrenset bebygd område.

4.8.1 Beskrivelse av fremgangsmåte

I mastergradsoppgavene ved UMB har den flomutsatte Veumdalen i Fredrikstad kommune blitt nøye studert. I denne oppgaven har et mindre delfelt i Veumdalen blitt valgt for nærmere analyse. Avgrensningen ble gjort som følge av usikkerhet rundt hvilken vannføringsreduksjon som kunne oppnås ved implementering av regnbed. Med et mindre delfelt ville reduksjonen komme tydeligere frem i resultatene. I tillegg var det enklere å holde kontroll på de forskjellige komponentene i ledningsnett. Analysert delfelt er gitt i figur 35.

En av utfordringene i Mike Urban, er at programmet i utgangspunktet har et annet bruksområde enn RECARGA. I sistnevnte program beregnes infiltrasjon på bakgrunn av mettet hydraulisk konduktivitet samt metningsgrad og tensjon i jorden. En slik detaljert infiltrasjonsbeskrivelse er vanskelig å oppnå i Mike Urban, da det ikke direkte kan settes inn LOD-tiltak med de samme egenskapene som regnbed. Modelleringen av regnbedet måtte derfor utføres som en kum, der diameter og overløpshøyde i forhold til bunn kum samsvarer med regnbedets overflatemagasineringsvolum. Videre simuleres infiltrasjon ut av kum ved hjelp av et utløp, der ledningen mellom utløp og kum reguleres ved hjelp av en funksjon i programvaren. Reguleringen innebærer at ledningen, uansett trykkehøyde i kum, leverer en konstant vannføring tilsvarende regnbedets infiltrasjon under mettede forhold. Dette vannet ledes ut i en permeabel del av nedbørfeltet hvor det infiltreres «ut av modellen». Tilført vannmengde som overskrider infiltrasjonen vil stige høyere enn overløpsterskelen og ledes ut på ledningsnett. Komponentene som måtte konstrueres i hvert av nedbørfeltene kommer frem i figur 36. Ved å frakoble et bestemt antall hustak fra nettet og lede frakoblet vannmengde ut i implementerte regnbed, kunne den hydrauliske effekten analyseres ved delfeltets utløp. Oversikt over frakoblede hustak, antall nedbørfelt m.m. finnes i tabell 10 og figur 36.

⁶ ROSIE er en tilleggsmodul til ArcGIS og inkluderer beregningsmotorer for både vann- og avløpssystemer spesielt tilpasset norske forhold.

⁷ Gemini VA inneholder standard GIS-funksjonalitet for presentasjon og analyse av VA- faginformatjon og leser kart og andre datakilder fra ulike formater uten konvertering.



Figur 35. Kart over delfeltets plassering. Til venstre: Oversiktsbilde av Fredrikstad sentrum og omegn. Til høyre: Forstørret utsnitt av nedbørfeltet i Veumdalen. Hentet fra Finn.no (2012).

Opprinnelig skulle hustakene være tilknyttet ett regnbed hver, men av modellmessige forenklingsårsaker falt valget på å sammenslå de separate regnbedene til ett stort regnbed i hvert av de åtte nedbørfeltene. Som for regnbedet i NB21, vil ikke hele takarealet fra GIS nødvendigvis være tilkoblet et avrenningssystem. Dette kan skyldes for eksempel tilbygg som verandaer og takutstikk, og ble hensyntatt ved å legge inn en reduksjonsfaktor på 0,8. Konsentrasjonstiden til samtlige nedbørfelt ble satt til ett minutt. Dette er lite realistisk, men for å kunne kalibrere opp mot RECARGA, der konsentrasjonstiden er en ikke-justerbar parameter, ble det ansett som en nødvendighet.

For det opprinnelige og det modifiserte delfeltet, ble det kjørt separate kasseregn-simuleringer av nedbørepisoder med 20 og 50 års gjentakintervall og med 15 minutters varighet. Nedbørdata er hentet fra målestasjonen på Blindern. Valg av kasseregn forsvares ved at beskrevet delfelt er et lite areal, i tillegg til at det samsvarer bedre med resultatene fra simuleringer med syntetisk nedbør og fra RECARGA. «Filtermediet» i regnbedene (kummene) hadde vannmettet initialtilstand under alle simuleringene, og ga modellen et belastet utgangspunkt («regn etter regn» scenario).



Figur 36. Oversikt over hustak i hvert nedbørfelt framkoblet det kommunale ledningsnett. Komponentene for konstruksjon av «regnbedene» er uthevet.

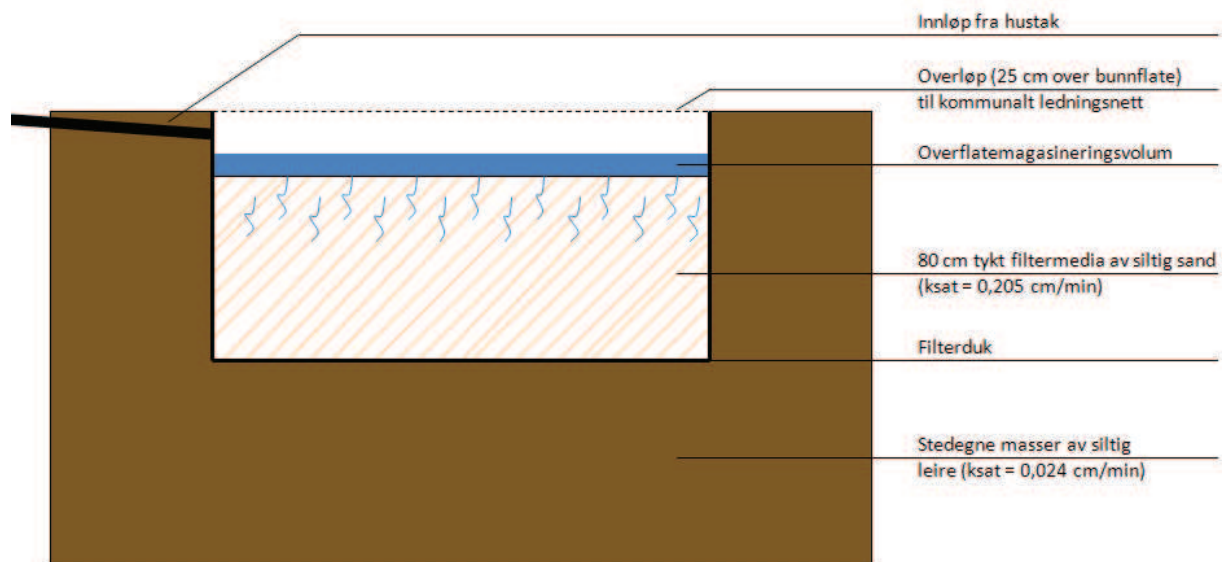
Tabell 10. Utvalgte parametre nødvendig for modelleringen av delfeltet i Veumdalen. Det impermeable takarealet tilkoblet regnbed er multiplisert med en reduksjonsfaktor på 0,8.

Nedbørfelt ID	Størrelse Nedbørfelt (ha)	Impermeabelt areal i nedbørfelt (vei + tak) (%)	Impermeabelt takareal tilkoblet regnbed (%)	Taknr. i nedbørfelt tilkoblet regnbed	Takareal tilkoblet regnbed (m ²)	Areal regnbed (m ²)
1686	1.183	11.6	4.8	1, 2, 3	706	42.3
1691	0.483	15.5	6.2	4, 5	376	22.6
1692	0.286	35.4	9.3	6, 7	332	19.9
1693	0.499	17.9	7.9	8, 9, 10	489	29.3
1694	0.922	25.0	5.5	11, 12, 13, 14	628	37.7
1695	0.915	17.0	3.5	15, 16, 17	399	24
1709	0.458	33.0	6.0	18, 19	341	20.5
1710	0.496	18.4	8.7	20, 21, 22	537	32.2

4.8.2 Design av regnbed benyttet i Mike Urban

Det ble designet et standardisert regnbed til implementering i hvert av nedbørfeltene, der eneste forskjell var overflatearealet. Etter «the Prince George's County methods» (Muthanna et al. 2007), ble regnbedene dimensjonert til å utgjøre 6 % av nedbørfeltet, med en overflatemagasineringsdybde på 25 cm.

Grunnforholdene i delfeltet i Veumdalen består blant annet av bart fjell og løsmasser av marine hav- og fjordavsetninger, og er generelt lite egnet for infiltrasjon (Vadum 2011). Det antas derfor at stedege masser må skiftes ut, og erstattes med behandlet filtermedia med kjente egenskaper. Etter Atchison and Severson (2004) ble det valgt et homogent, 80 cm dypt filtermedia av siltig sand og tabellbasert k_{sat} -verdi lik 0,205 cm/min. Regnbedene har verken lagringssone eller drensledning. En filterduk separerer stedege masser og tilkjørt filtermedia. Det ble anslått at stedege masser består av siltig leire, med tilhørende k_{sat} lik 0,024 cm/min (Atchison & Severson 2004). Oppbygningen av et standardisert regnbed er vist i figur 37.



Figur 37. Skisse av et standardisert regnbed implementert i delfeltet i Veumdalen.

5 Resultater og diskusjon

5.1 Infiltrasjon

Det ble foretatt flere måleserier med infiltrometer i hvert målepunkt, der dybden på svampen ble holdt konstant gjennom alle måleseriene. Mettet hydraulisk konduktivitet i regnbedene og utvalgte punkter i nedbørfeltet tilknyttet regnbedet i L34B er presentert i tabell 11. Der fremgår også vannspeilets synkehastighet ved to tester av syntetisk nedbør. Målinger i et punkt skulle ideelt sett stabilisert seg på et nivå, men målte verdier avtok for hver måleserie. Dette kommer antakeligvis av at jorden i regnbedene ikke var tilstrekkelig mettet før påbegynt måling, og at høyere grad av metning ble oppnådd underveis. Vannledningsevne i tabellen er derfor gitt som gjennomsnittsverdien i måleserien som ble utført sist på stedet.

Tabell 11. Mettet hydraulisk konduktivitet (k_{sat}) og vannspeilets synkehastighet i regnbedene, samt mettet hydraulisk konduktivitet i nedbørfelt i L34B.

Sted	Antall måleserier	Svampdybde (cm)	k_{sat} (cm/min)	Synkehastighet (cm/min)
L34B				
Regnbed	5	21	3,21	I/T
Gårdsplass 1	1	20	0,03	
Gårdsplass 2	3	18	0,14	
Gressplen nord for bed	8	17	1,19	
NB21				
Sandlag	5	16,5	1,02	0,28
Kompostlag	3	15	0,78	
H8				
Regnbed	2	18	0,08	0,13

5.1.1 L34B

Asfaltflaten er impermeabel og grusflaten på gårdsplassen kan betraktes som lite permeabel, mens gressplenen har god vannledningsevne (tabell 11). Avrenningen til regnbed fra nedbørfeltet vil derfor reduseres.

5.1.2 NB21

Det fremkommer av tabell 11 at kompostlaget har lavere vannledningsevne enn det underliggende sandlaget. Dette viser at vann trenger raskere gjennom sandlaget enn kompostlaget.

5.1.3 H8

Infiltrasjonstesten ble utført i topplaget av matjorden, like over stedeagne masser. Regnbedet ligger som tidligere nevnt i et område med tykk havavsetning, og jorden kan klassifiseres som siltig lettleire. Bruk av stedeagne masser i regnbedet gir en meget lav ledningsevne sammenlignet med regnbedene i Oslo, jf. tabell 11.

5.1.4 Kommentarer

Infiltrasjonsmålingene viser at L34B har høyere mettet hydraulisk konduktivitet enn begge lagene i NB21. Ifølge Dingman (2002) og Nachabe (1998) har både sand og «loamy sand» høyere ledningsevne enn «sandy loam». Dette betyr at ledningsevnen i begge lagene i NB21 i teorien skulle vært høyere enn i L34B. Avviket kan skyldes at L34B består av morenejord med grovere korn enn hva kornfordelingsanalysen gir uttrykk for, da det ble analysert for kornstørrelser mindre enn 2 mm. Usikkerhet ved målingene er initial vannmetning i jorden og variasjoner i jordmediet, da infiltrasjonsmålingene gir kun et utsnitt av hele flaten.

Bruk av infiltrometeret krevde en testgrop i filtermediet, og infiltrasjonen gjennom overflaten av regnbedene ble derfor ikke målt. Dette kan gi misvisende verdier for vannledningsevnen, da organisk materiale vil sedimentere på overflaten av regnbedet og med tiden redusere overflatens permeabilitet. Infiltrometeret vil derfor måle høyere verdier sammenlignet med instrumenter som måler vannledningsevne gjennom markoverflaten

Det er ikke gitt at målte verdier stemmer i forhold til regnbedets ytelse under hydraulisk belastning. Vannspeilets synkehastighet (se tabell 11) ble observert under simulert syntetisk nedbør i NB21 (01.09.11) og H8 (02.09.11). Davidson et al. (2008) observerte flere faktorer som påvirket synkehastigheten. Det indikerer at jordtemperatur har sterkest påvirkning og jordfuktighet svakest, men at summen av kombinerte faktorer er det som i størst grad påvirker hydrologisk ytelse. Sammenligning av vannspeilets synkehastighet og målt hydraulisk konduktivitet gir grunnlag for å være kritisk til infiltrometermetoden.

5.1.5 Sortering

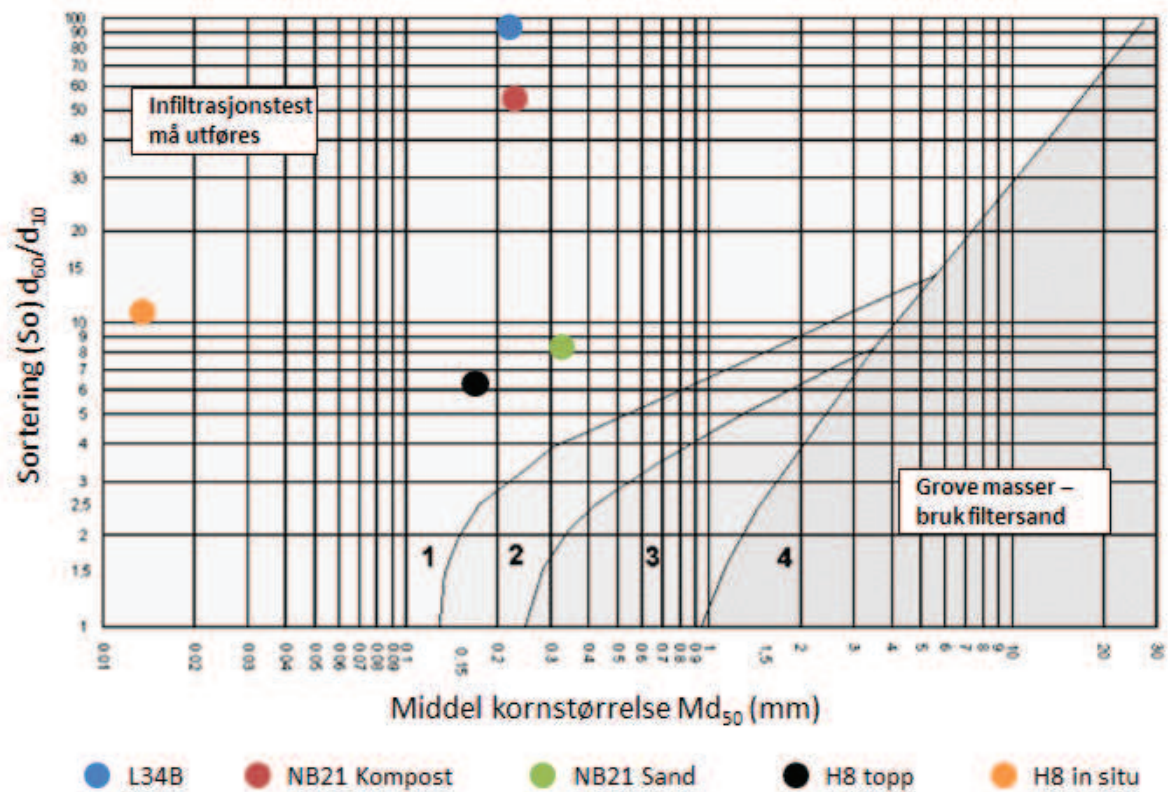
Jordprøver består av flere kornstørrelser, og variasjonen blir uttrykt som jordartens sortering (S_o). Sorteringen i jordprøvene etter kornfordelingskurven (figur 29) er vist i tabell 12.

Tabell 12. Sortering i jordprøvene.

Regnbed	D_{10} (mm)	D_{60} (mm)	D_{50} (mm)	S_o
L34B	0,003	0,300	0,210	93,8
NB21				
Sandlag	0,050	0,420	0,330	8,4
Kompostlag	0,006	0,310	0,240	56,4
H8				
Topp	0,034	0,210	0,170	6,2
In situ	0,002	0,022	0,014	11,0

Jordarter inndeles som godt sortert ($S_o < 6$), dårlig sortert ($S_o = 6 - 30$), og usortert ($S_o > 30$) (Mæhlum et al. 2009). Godt sortert jord har god vannledningsevne, mens det motsatte gjelder for dårlig sortert jord (Jenssen et al. 2006). Det betyr i teorien at L34B og kompostlaget i NB21 har dårlig vannledningsevne, mens begge lag i H8 og sandlaget i NB21 har god vannledningsevne. Som vist i tabell 11 var ikke dette tilfelle. For mange jordtyper er det god sammenheng mellom hydrauliske egenskaper og kornfordeling, men det er ikke tilfelle for morener og marine avsetninger som i L34B og H8. Under slike grunnforhold bør hydraulisk konduktivitet kartlegges in situ (Jenssen et al. 2006). Ifølge Jenssen et al. (2006) gir feltnmålinger mer realistiske verdier, da utgravde prøver som transporteres til laboratoriet ofte utsettes for påkjenninger som kan endre jordstrukturen.

Infiltrasjonsdiagram for de analyserte jordprøvene er vist i figur 38. Primært benyttes diagrammet for å bestemme hydraulisk arealbelastning i infiltrasjonsanlegg for avløpsrensing, og gjelder ikke regnbed direkte. Likevel kan det gi en pekepinn på hvordan slike analyser kan benyttes til konstruksjon av regnbed.



Figur 38. Kornfordelingsresultater fra tre regnbed tegnet inn i infiltrasjonsdiagram. Fritt etter (Mjøslob)

5.2 Hydrologisk ytelse

Majoriteten av studiets feltarbeid omhandlet simulering med syntetisk nedbør, mens nedbør- og trykkmålere har logget hydrologisk data utover dette. Det ble forsøkt å tilføre vannmengder tilsvarende nedbørhendelser med 50års gjentakintervall og med varighet på 10 og 30 minutter. Regnbedene utgjør etter Muthanna et al. (2007), 7 % av nedbørfeltets størrelse. Det viste seg imidlertid at NB21 ble underestimert med omlag 3 m² under feltarbeidet. Dette resulterer i at nedbørintensiteten i NB21 er lavere enn i L34B og H8.

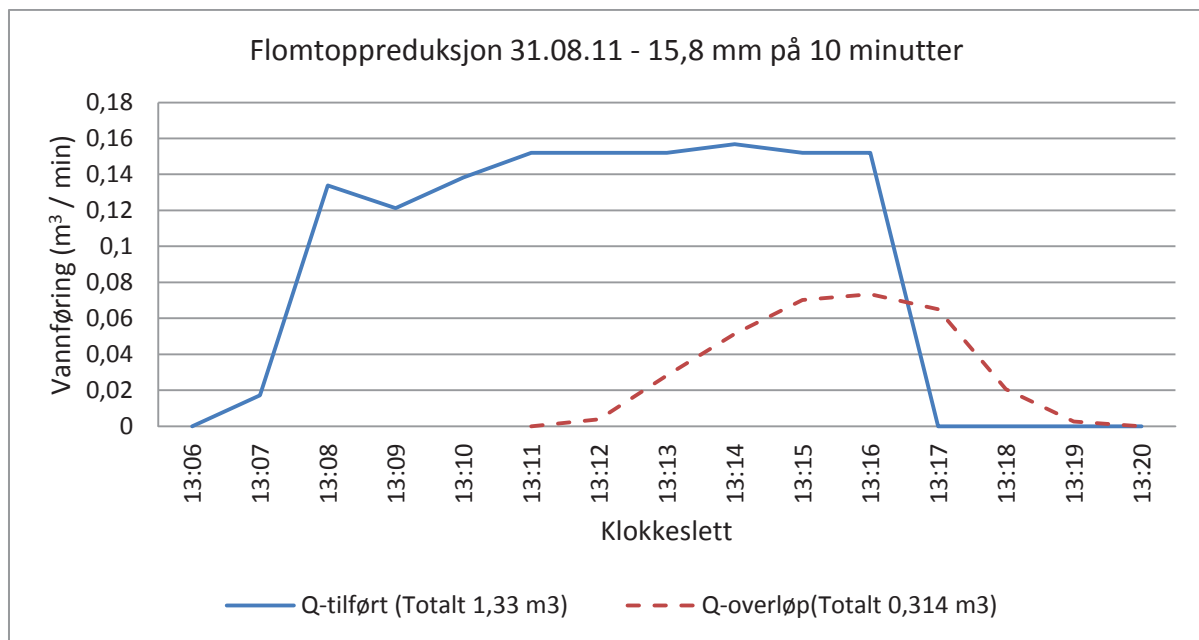
5.2.1 Testing med syntetisk nedbør

Sammenfatning av oppnådde resultater under testing med syntetisk nedbør er vist i tabell 13. Flomtoppreduksjon og forsinkelsestid er beskrevet henholdsvis i kapittel 3.3.4 og 3.3.5. Regnbedenes overløpshøyde defineres som høyden over regnbedets gjennomsnittlige bunnoverflate (0-verdi i figurer).

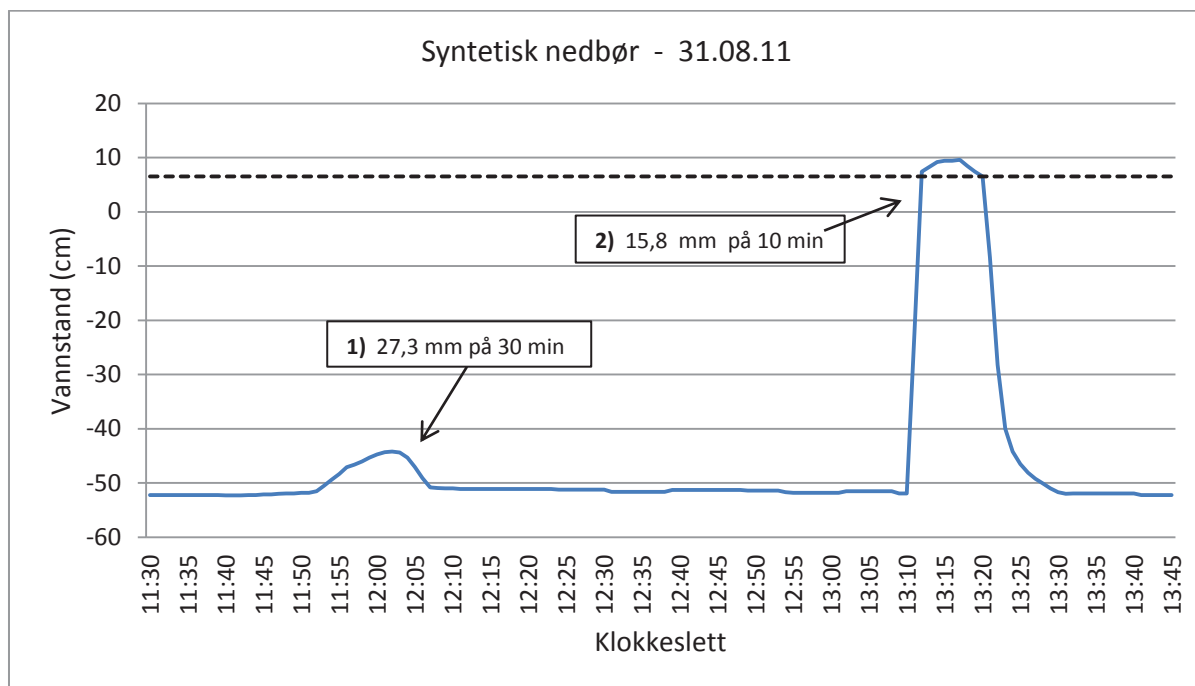
5.2.1.1 L34B

Regnbedet er det eneste med eget utstyr for vannføringsmåling inn og ut av anlegget. Til tross for at regnbedet arealmessig er lite, er det gode resultater for begge nedbørepisodene. Dette skyldes stedege masser med god hydraulisk konduktivitet. For nedbørhendelsen der overløpet trådte i kraft, vist i figur 39, var forsinkelsestiden lik 5 minutter, med en flomtoppreduksjon på 53,2 %. Tatt i betraktning en lav overløpshøyde på 6,5 cm, og at nedbøren tilsvarte et 25 - 50års regn, må dette anses som et svært godt resultat.

Regnbedets dreneringstid kan ikke fastslås grunnet stedege masser med usikker dybde. I tillegg er trykksensorens evne til å anslå vannstand i filtermediet lite pålitelig grunnet blant annet treghet i systemet. Fenomenet beskrives nærmere i kapittel 5.2.1.3 Av figur 40 ser det imidlertid ut til at trykksensoren gir mer presise verdier når vannstanden i regnbedet når overløpshøyden. Det ble observert vannspeil under begge simuleringene. Dette samsvarer ikke med trykksensorverdien for tilfelle 1), og kan skyldes markvannsrørets montering.



Figur 39. Forsinkelse og flomtoppreduksjon under simulering med syntetisk nedbør på 15,8 mm. Nedbørhendelsen tilsvarende et 25 - 50års regn.



Figur 40. Vannstand på overflaten og i filtermediet under hydraulisk belastning. Vannstanden er basert på data fra trykksensor. Nedbørhendelse 2) stemte godt overens med observert vannføring ut av regnbedet. Overløpshøyden er 6,5 cm.

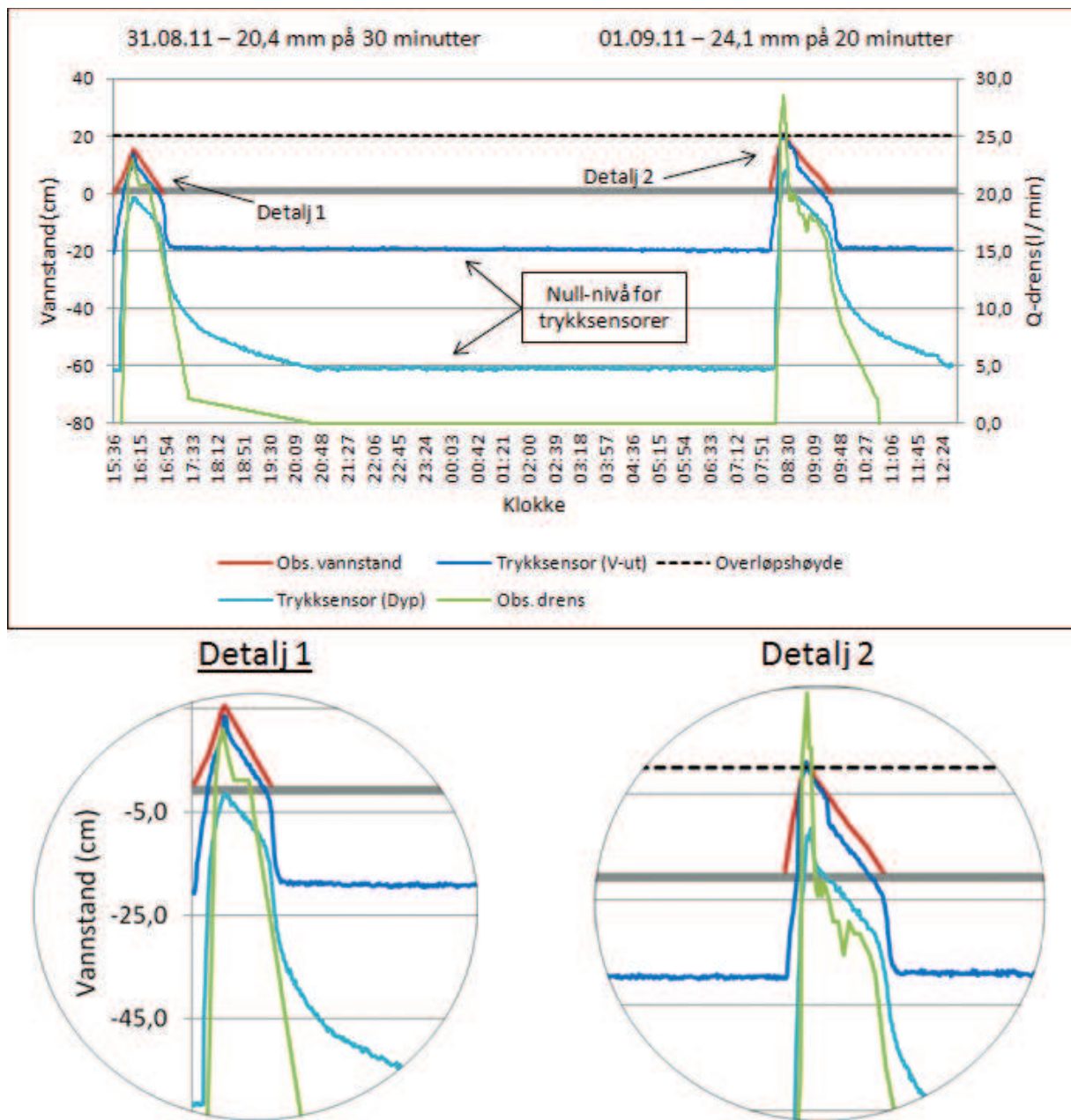
Tabell 13. Resultater for samtlige simuleringer med syntetisk nedbør. Regnbedene utgjør 7 % av nedbørfeltets størrelse.

Sted	Dato	Vann- temperatur (°C)	Nedbør- felt (m ²)	Nedbør- sum (mm)	Varig- het (min)	Gjentaks- intervall (år)	Q- tilført (m ³)	Q-tilbake- holdt (m ³)	Q-drens- ledning (m ³)	Drens- tid (min)	Q- overløp (m ³)	Forsink- else (min)	Flomtopp- reduksjon ⁸ (%)	Tilbakeholdt nedbørsum (mm)
L34b	31.08.11	12	84	27,3	30	25	2,3	2,3	-	-	-	-	100	27,3
	31.08.11	12	84	15,8	10	25 - 50	1,33	0,99	-	-	0,34	5	53,2	12,1
NB21	31.08.11	11	147	20,4	30	5 - 10	3	1,34	1,67	270	0	12	82	9
	01.09.11	11	147	24,1	20	25 - 50	3,55	1,54	1,97	272	0,04	11	77,2	10,4
	17.12.11	7	147	23,8	26	20 - 25	3,5	1,9	1,55	426	0,001	13	78,1	13,3
	21.02.12	2	147	12,8	12	5 - 10	1,88	1,48	0,37	-	0,027	10	79,4	10,1
H8	02.09.11	14	72,9	31,5	30	50 - 100 ⁹	2,29	0,73	0,82	261	0,74	5	8,3	10,1

⁸ For regnbedet i NB21 og H8, er flomtoppreduksjonen beregnet på bakgrunn av største sammenlagte vannføring i drems og overløp.

⁹ Gjentakintervallet er basert på nedbørdata fra Blindern. Hadde nedbørdata fra Risvollan urbanstasjon blitt benyttet, ville det tilsvar et gjentakintervall godt over 200 år.

5.2.1.2 NB21



Figur 41. Vannforløpet under simulering av to syntetiske nedbørepisoder, 31.08.11 (5-10års regn) og 01.09.11 (25-50års regn). Trykksensorer og observert vannstand hører til den venstre vertikale akse. Observert dreng hører til den høyre. Overløpshøyden er 20 cm.

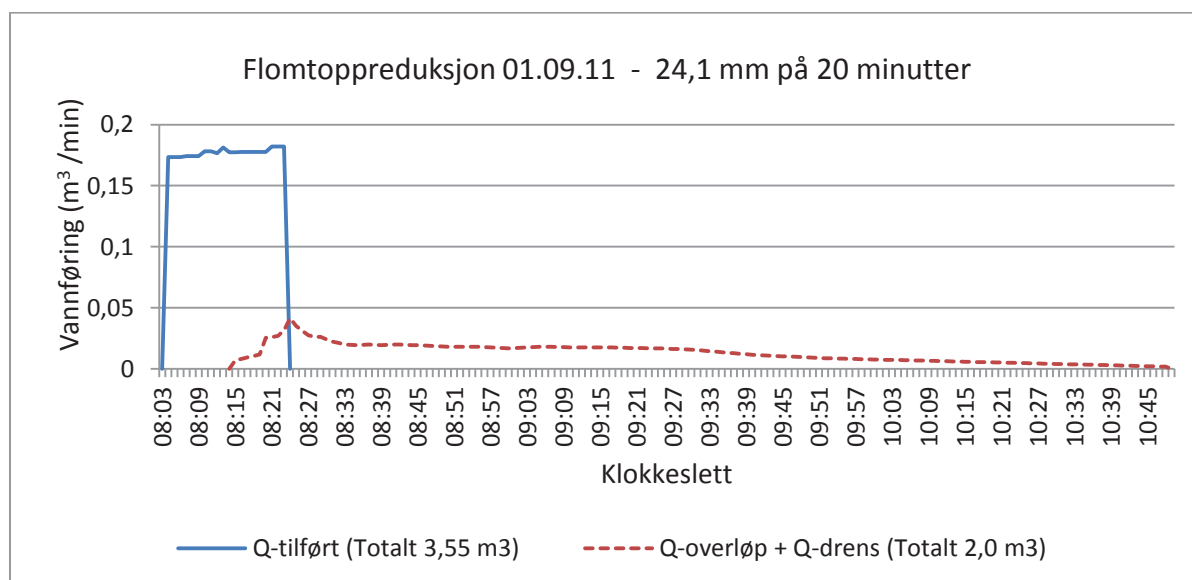
Grunnet et forholdsvis stort overflatemagasineringvolum, tilsier resultatene i tabell 14 at regnbedet oppnår en betydelig flomtoppreduksjon og forsinkelsestid.

Til tross for dette, videreføres en betydelig vannmengde fra regnbedet. Grunnet lav infiltrasjon i stedlige masser, begrenses vannstanden på regnbedets overflate ved at den strupete drengledningen viderefører vann ut på det kommunale ledningsnettet, vist i figur 42. Dette må, i tillegg til eventuell vannføring i V-overløpet, betraktes som videreført vann.



Figur 42. Utførelse av overløp- og strupt drenstilkobling til kommunalt ledningsnett. Foto: Bent C. Braskerud

Vannforløpet under simulering med syntetisk nedbør 31.08.11 (tilsvarende 5-10års regn) og 01.09.11 (tilsvarende 25-50års regn), er vist i figur 41. Regnbedets evne til å forsinke vannet vises ved at drensvannføringsgrafen starter noe senere langs x-aksen i forhold til observert vannstand. Videre er det godt samsvar mellom observert vannstand og data fra trykksensor (V-ut). Trykksensoren viser en noe raskere stigning og retardasjon av vannstanden, sammenlignet med observerte data. Som for L34B, skyldes dette blant annet systemets treghet, forklart i kapittel 5.2.1.3. Trykksensor (dyp) stiger aldri til samme nivå som trykksensor (V-ut), men gir en god indikasjon på filtermediets dreneringstid. Flomtoppreduksjonen for simuleringen 01.09.11, er vist i figur 43.

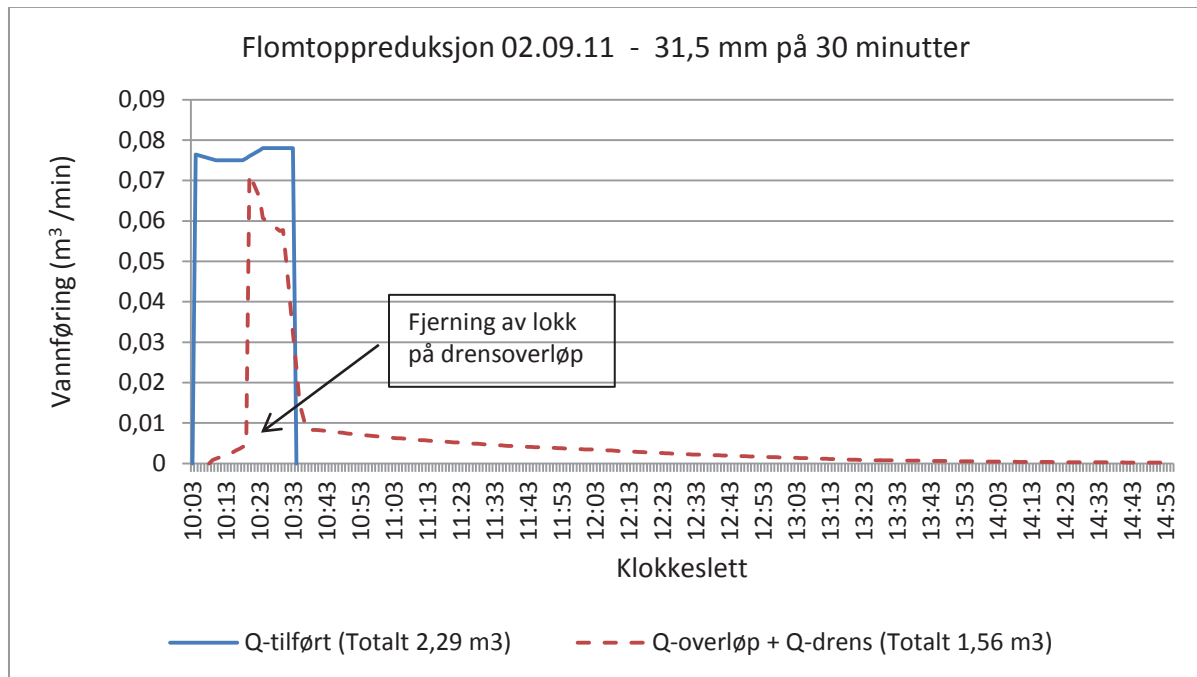


Figur 43. Flomtoppreduksjon under simulering med syntetisk nedbør 01.09.11, hvor flomtoppreduksjonen var på 77,2 %, med en forsinkelse på 11 minutter

Et interessant resultat ble observert under vintersimuleringen den 17.12.11. Til tross for en relativt lik nedbørsum som ved simuleringen 31.08.11, ble ytterligere 3 mm av nedbøren tilbakeholdt. Under simuleringen ble den strupete drensledningen delvis blokkert av et fremmedlegeme som ble sugd inn i drensoverløpet. Observasjonen kan dermed tyde på at ytterligere struping av drensledningen, vil kunne føre til at en større andel vann perkolerer til grunnvannet. Dette vil redusere belastningen av kommunalt ledningsnett. På en annen side vil vannføring i V-overløpet øke grunnet høyere vannstand, samtidig som regnbedet får en lengre dreneringstid. Dette er spesielt aktuelt for nedbørhendelser med høy intensitet.

Nedbørhendelsen med dårligst hydraulisk ytelse ble gjennomført 21.02.12. Regnbedet var dekket med 20 cm snø, samt et islag i bunnen på 4 - 5 cm. Etter 12 minutter hadde nedbørhendelsen på 12,8 mm (5 - 10års regn) oversvømt regnbedet. Isdannelse på regnbedets overflate hindret infiltrasjon, og ledet derfor kun vann fra drensoverløpet ut på ledningsnettet. Den tilbakeholdte nedbørsummen på 10,1 mm danner derfor et skjevt bilde av simuleringen. Sammenlignet med de andre syntetiske nedbørepisodene i NB21, var både nedbørens varighet og den tilførte vannmengden betraktelig lavere. Etter endt vanntilførsel ble det som følge av betongfrost på overflaten, stående et vannspeil på 18 cm som senere ble omdannet til is. Under en befaring foretatt av Bent C. Braskerud den 02.03.12, var situasjonen fortsatt uendret. Hadde en tilsvarende nedbørepisode inntruffet i etterkant av simuleringen, ville regnbedet gitt lav eller ingen effekt.

5.2.1.3 H8

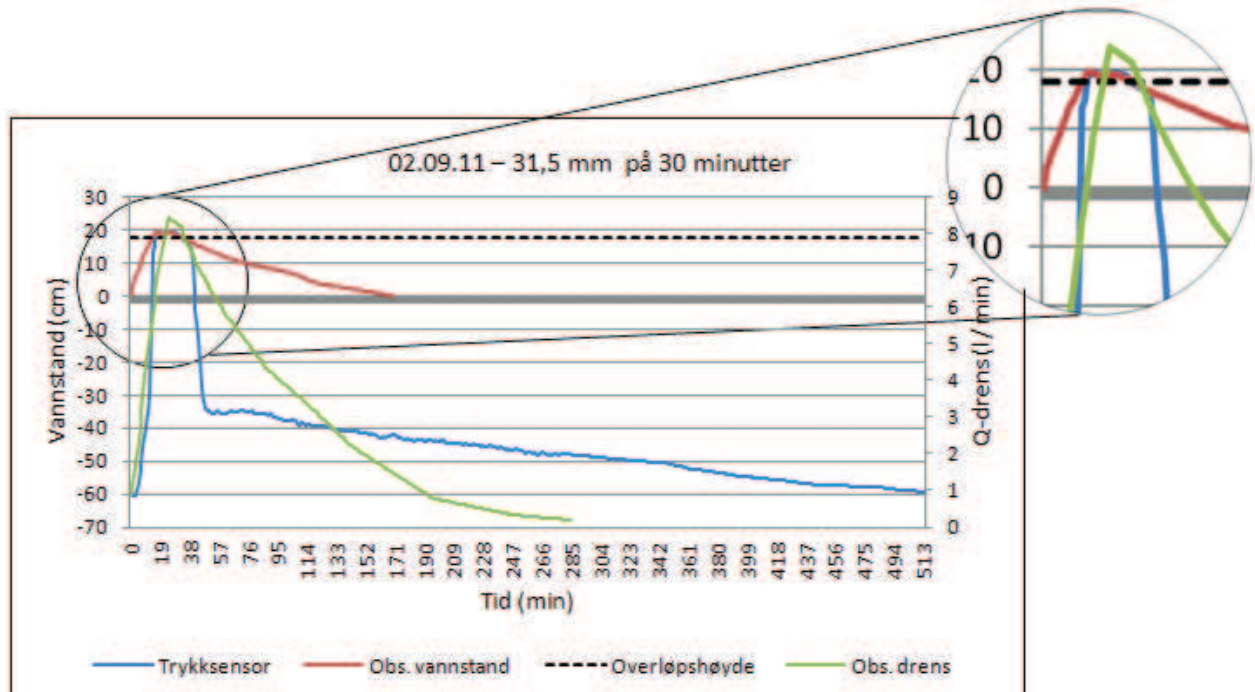


Figur 44. Flomtoppreduksjon under simulering med syntetisk nedbør 02.09.11. Reduksjonen var på 8,3 %, med en forsinkelse på 5 minutter

Infiltrasjonsresultatene viser lavere konduktivitet enn i de andre regnbedene (se tabell 11). Et forholdsvis stort overflatemagasineringsvolum, grunnet overløpshøyde lik 19 cm, kompenserer noe for dette. Forsinkelsestiden før vannføring i drens var på 5 minutter. Høy nedbørintensitet i kombinasjon med lav hydraulisk konduktivitet, medfører imidlertid at kun 10,1 mm av 31,5 mm tilbakeholdes. Lav flomtoppreduksjon skyldes blant annet at det strupete lokket på overløpsledningen ble fjernet under simuleringen. Dette medførte høy vannføring det påfølgende minuttet. Utslaget kommer frem i figur 44. Flomtoppreduksjonen kunne vært noe bedret dersom lokket ikke hadde blitt fjernet. Da ville et volum på ytterligere 0,1 m³ kunne nyttiggjøres før overløpet trådte i kraft.

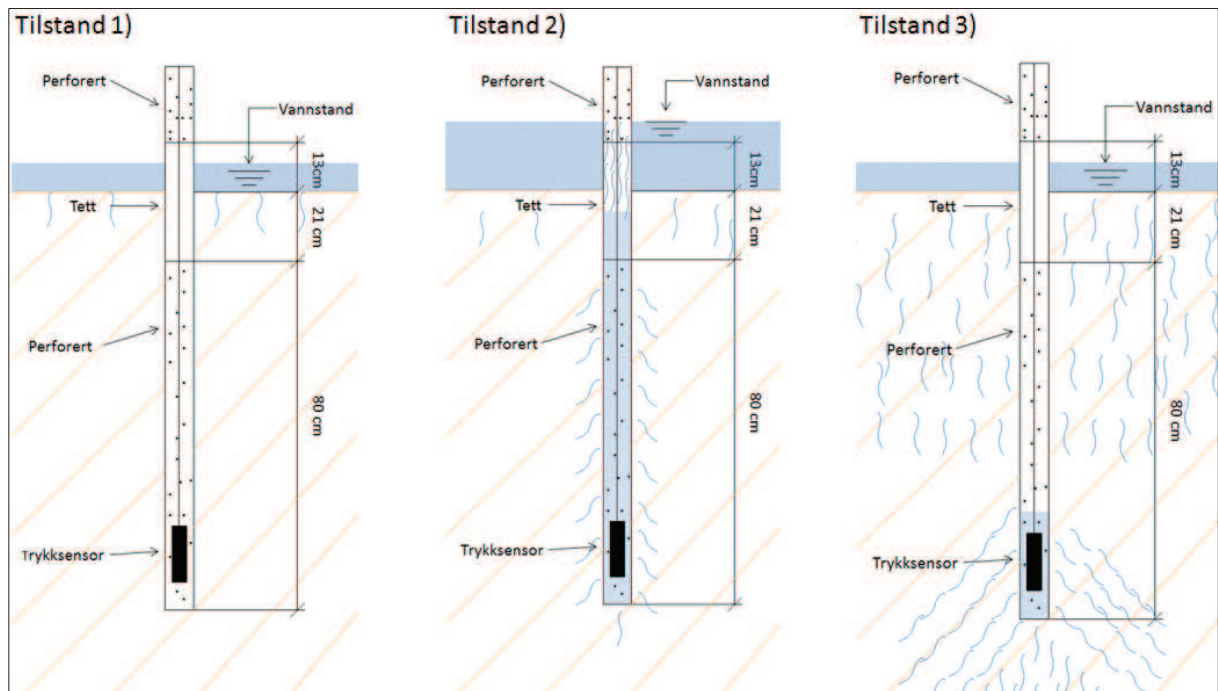
Rådata fra trykksensor er kalibrert mot observert maksimalvannstand. Sammenhengen mellom observert vannstand- og drenevannføring, i forhold til trykksensorverdier er vist i figur 45. Som for de andre regnbedene, er det noe utfordrende å tolke data fra trykksensoren under vanntilførsel. Dette fordi verdiene tilsier at vannstanden stiger raskere enn observert. En teori er forsøkt illustrert i figur 46, der tilstand 1) viser forholdet i regnbedet kort tid etter at nedbøren har startet. Som følge av lav vannledningsevne i grunnen, infiltreres vannet sakte samtidig som overflatevannstanden stiger. Markvannsrøret, som trykksensoren er montert i, er perforert fra 13 cm over regnbedets overflate og oppover. Når vannstanden stiger over dette nivået, vil vannet strømme inn i røret frem til likevekt er oppnådd. Fenomenet gir en rask økning i trykkehøyden over sensoren, og er illustrert i tilstand 2). Etter hvert som vannstanden avtar, vil ikke vann lenger strømme inn gjennom den perforerte delen av markvannsrøret. Teorien bygger videre på at løsmassene rundt deler av det nedgravde markvannsrøret ikke har

nådd metningspunktet. Vannet vil derfor strømme ut gjennom hullene i røret, frem til vannstanden er på samme nivå som i omkringliggende løsmasser. Videre viser trykksensorverdiene en jevnt avtagende vannstand frem til bunnivået nås, omlag 500 minutter etter nedbørepisoden startet.



Figur 45. Grafisk fremstilling av vannforløpet i regnbedet under hydraulisk belastning 02.09.11. Nedbørhendelsen tilsvarte et 50 - 100års regn. Grafene som beskriver trykksensor og observert vannstand hører til den venstre vertikale aksene, og observert dremsvannføring hører til den høyre. Overløpshøyden er 19 cm.

Et forhold som setter trykksensorforklaringen på prøve, er observert vannføring i dremsledningen. Dremsledningen skal ligge i et støttelag, omtrent 1 meter under regnbedets overflate. Det er derfor merkelig at observert dremsvannføring går mot null, i overkant av 200 minutter før vannstanden har nådd sitt initialnivå. En forklaring kan være at markvannsrøret er montert i et tett lag som har liten kontakt med dremsledningen. Vannstanden i røret synker derfor langsomt.



Figur 46. Illustrasjon av teoretisk begrunnelse for trykksensorens respons under vanntilførsel. Tilstand 1) beskriver de første minuttene av nedbørepisoden. I tilstand 2) har vannet klatret opp til den perforerte delen av markvannsrøret, mens tilstand 3) angir situasjonen der vannstanden i markvannsrøret raskt forsvinner grunnet umettete løsmasser i dybden.

5.2.2 Naturlige nedbørhendelser

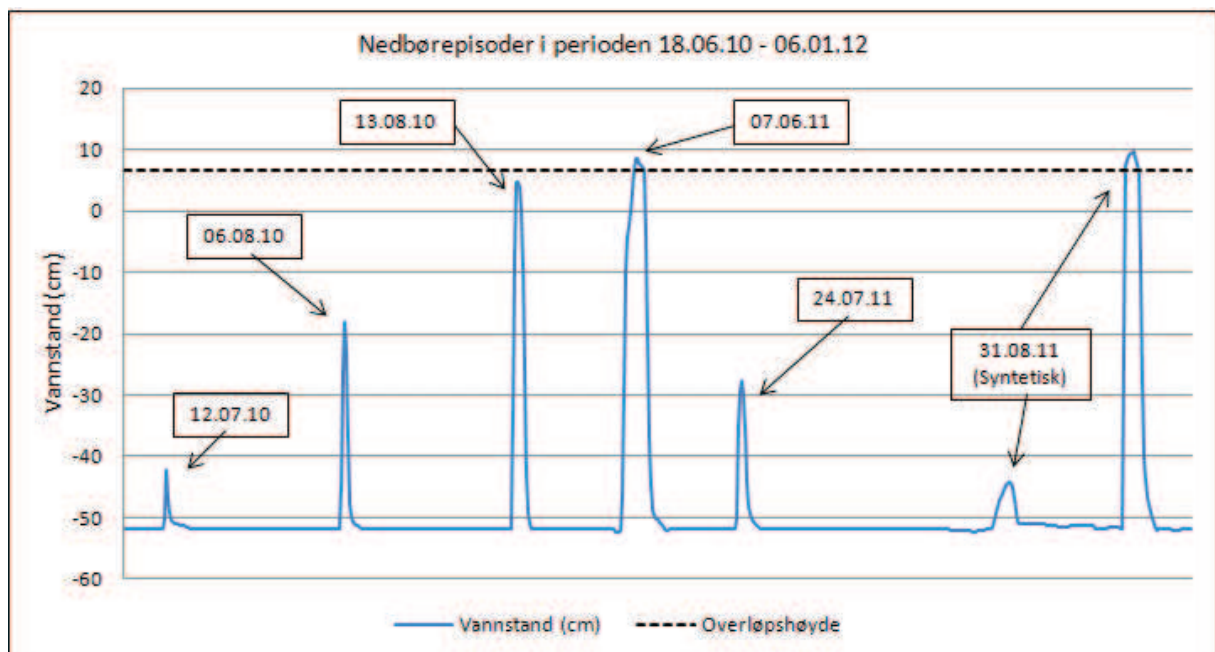
På bakgrunn av loggerdata, har nedbørhendelser over lengre perioder blitt samlet for hvert av regnbedene. Sammenhengen mellom nedbør og vannføring inn i regnbed, er for L34B basert på egen nedbørmåler og vannføringsmåler inn og ut av anlegget. For H8 måtte nedbørdata hentes fra Risvolla urbanstasjon i Trondheim (16,4 km unna). Grunnet manglende trykksensordata for vannføring ut av NB21, presenteres ikke disse resultatene ytterligere.

5.2.2.1 L34B

Tabell 14. Samlet oversikt over nedbørhendelser som ga vannføring større enn 0,4 l/s inn i regnbedet i perioden 18.06.10 - 06.01.12

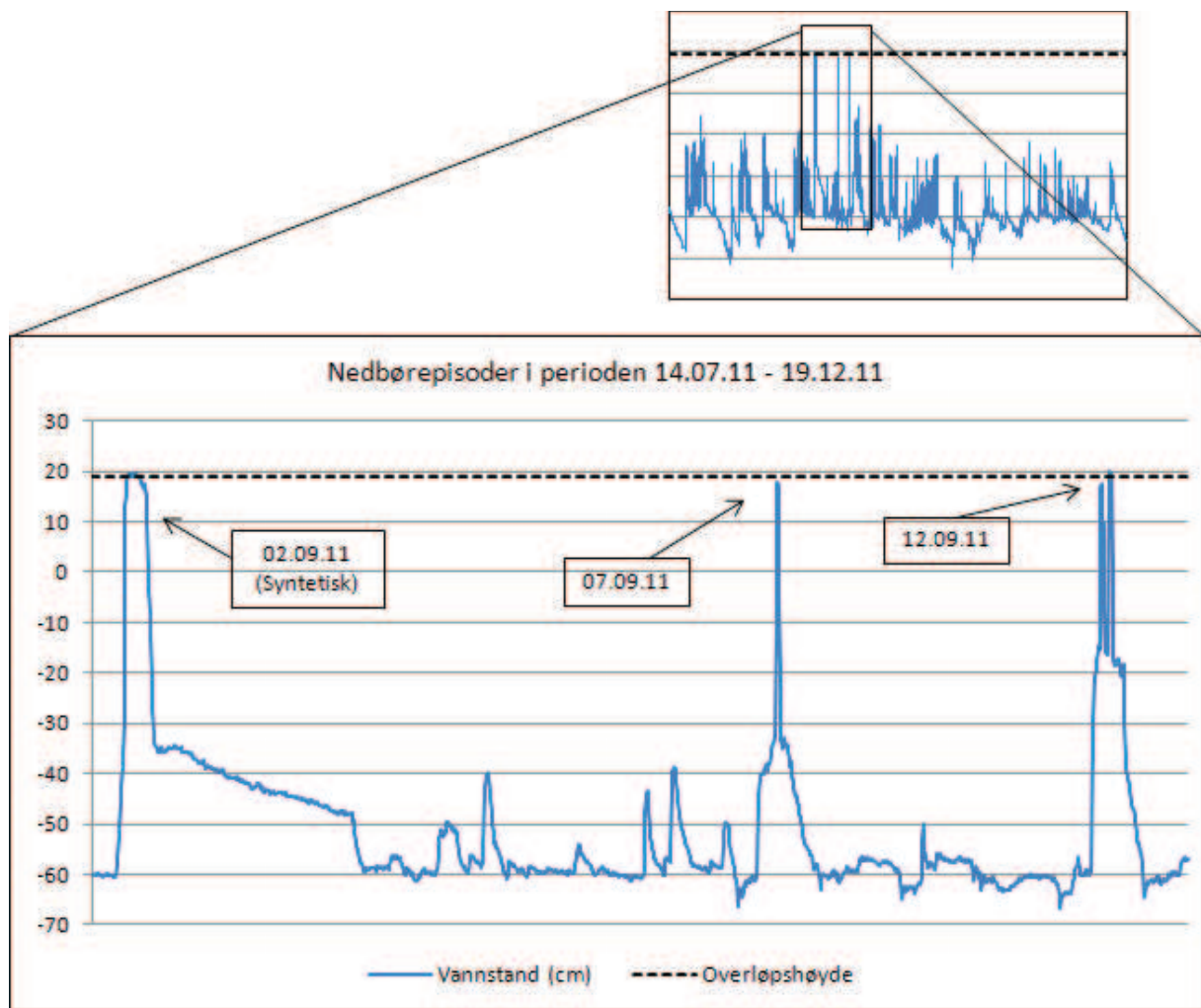
Dato	Type	Nedbør sum (mm)	Varighet (min)	Gjentaksintervall (år)	Vannvolum i nedbørfelt (m ³)	Q-tilført regnbed (m ³)	Q-overløp (m ³)	Flomtopp reduksjon (%)
12.07.10	Naturlig	14,3	54	< 2	4,25	1,38	0	100
06.08.10	Naturlig	8,5	20	< 2	2,53	1,09	0	100
13.08.10	Naturlig	10	32	< 2	2,97	1,26	0	100
07.06.11	Naturlig	13,7	19	2 - 5	4,07	1,90	0,073	86
24.07.11	Naturlig	8,1	14	< 2	2,41	1,14	0	100
31.08.11	(Syntetisk)	(27,3)	(30)	(25)	-	(2,30)	(0)	(100)
31.08.11	(Syntetisk)	(15,8)	(10)	(25 - 50)	-	(1,33)	(0,314)	(53,2)

Over en periode på halvannet år, er det kun én nedbørhendelse hvor overløpet trådte i kraft (sett bort i fra syntetisk). Resultatene viser at regnbedet har jevnt over god hydrologisk ytelse, gjengitt i tabell 14, og illustrert i figur 47. Det kommer frem at de permeable delene av nedbørfeltet holder tilbake store deler av regnet.



Figur 47. Vannstand i L34B, utover de observasjoner som ble gjort under simulering med syntetisk nedbør. I løpet av 18 måneder ble regnbedet oversvømt kun én gang.

5.2.2.2 H8



Figur 48. Grafisk illustrasjon av nedbørhendelser i H8, utover observasjonene som ble gjort under feltarbeidet. Forstørret graf viser nedbørhendelsene som medførte betydelig vannstandsstigning.

En periode på fem måneder er vist i figur 48, der regnbedet har gitt overløp vannføring kun én gang (12.09.11). Det nedskalerte vinduet viser at det har vært hyppige nedbørhendelser jevnt over perioden, men sjelden store nok til å forårsake oversvømmelse. I tiden etter den syntetiske toppen 02.09.11, synker vannstanden tregt, sammenlignet med de andre. Dette skyldes loggerens tidssteginnstilling. Grunnet lang avstand til målestasjon, var det lite samsvar mellom vannstanden i regnbedet og nedbørepisodene registrert på Risvollan. Dette vanskeliggjorde vannføringsberegninger inn i regnbedet.

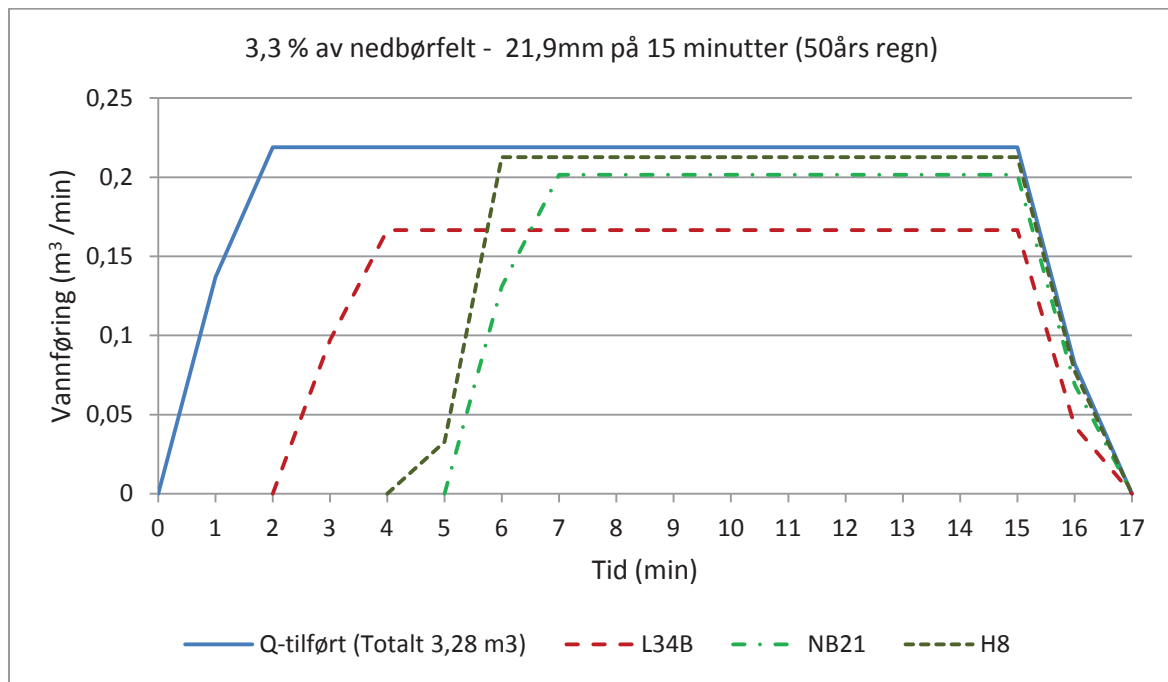
5.3 Sammenligning av regnbed

Resultatene fra RECARGA i tabell 15 er basert på nedbørepisoder med 15 minutters varighet, og med vannmettet initialtilstand i filtermediet. Regnbedene har nedbørfelt i form av hustak på 150 m². Overløpene er for L34B, NB21 og H8 lik opprinnelige høyder på henholdsvis 6,5 cm, 20 cm og 19 cm.

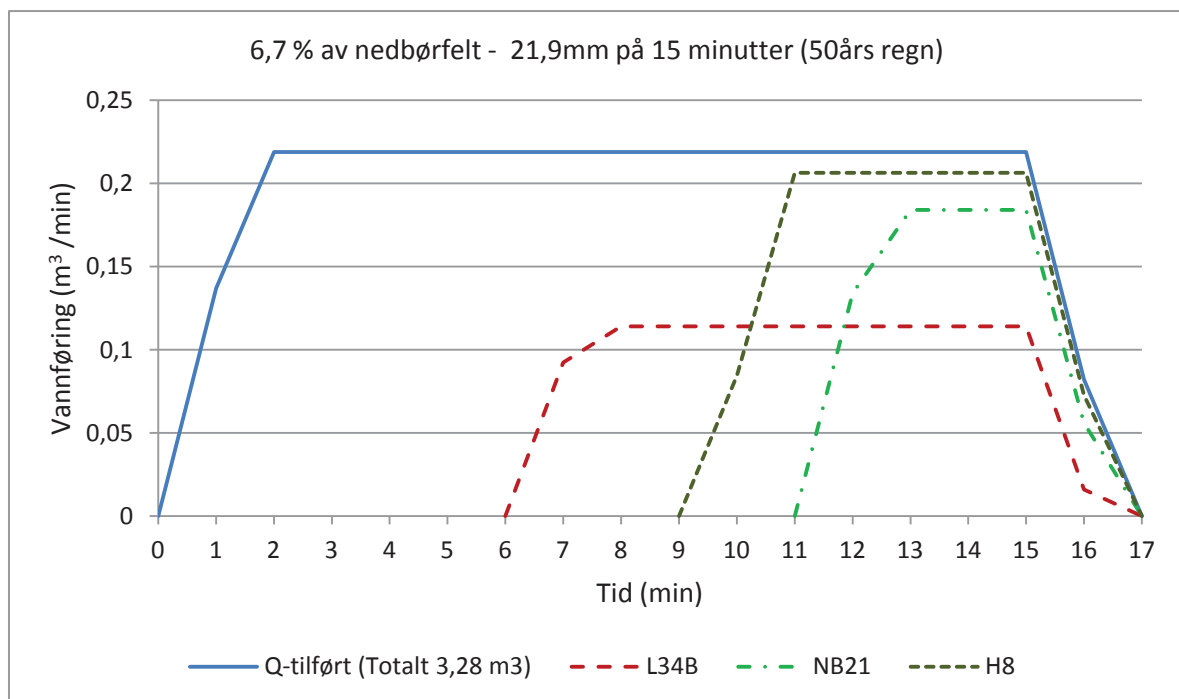
Tabell 15. Oversikt over modellresultater fra samtlige regnbed. *Q*-videreført inkluderer kun overløpsvannføring, da eventuell dreinsvannføring antas å ledes til infiltrasjon. Mettet hydraulisk konduktivitet, *k_{sat}*, for L34B, NB21 og H8 er på bakgrunn av modellkalibreringsresultater satt til henholdsvis 1,05 cm / min, 0,35 cm / min og 0,126 cm / min.

Sted	Gjentaksintervall (år)	Nedbørsum (mm)	% av nedbørfelt	Q-tilført (m ³)	Q-videreført (m ³)	Forsinkelse (min)	Flomtoppreduksjon (%)	Tilbakeholdt nedbørsum (mm)
L34B	20	18,7	3,3	2,80	1,66	2	28	7,6
		18,7	6,7	2,80	0,54	8	56,2	15,1
	50	21,9	3,3	3,28	2,14	2	24	7,6
		21,9	6,7	3,28	1,02	6	48	15,1
NB21	20	18,7	3,3	2,80	1,53	6	9	8,5
		18,7	6,7	2,80	0,26	13	19	17
	50	21,9	3,3	3,28	2,01	5	8	8,5
		21,9	6,7	3,28	0,74	11	16	17
H8	20	18,7	3,3	2,80	1,76	5	3	6,9
		18,7	6,7	2,80	0,71	11	7	14
	50	21,9	3,3	3,28	2,24	4	3	6,9
		21,9	6,7	3,28	1,19	9	6	14

Resultatene viser at flomtoppreduksjonen er sterkt avhengig av *k_{sat}*, noe resultatene fra L34B bekrefter (Tabell 15). Til tross for begrenset overflatemagasineringssevne grunnet lav overløpshøyde, er flomtoppreduksjonen betraktelig større enn i de andre regnbedene. Det er viktig å ta vannmettet initialtilstand i betraktning når resultatene tolkes. Mettet tilstand medfører en rask vannstandsstigning, spesielt i tilfellene der regnbedene utgjør lav prosentandel av nedbørfeltet. Rask vannstandsstigning nedsetter regnbedenes forsinkelsestid, og gir dårligere tilbakeholdelsesevne. I tørrværsperioder, med lav eller ingen tilrenning, vil regnbedene kunne ha bedre hydraulisk kapasitet enn hva simuleringsresultatene tilsier. Utslaget av økt overflateareal er illustrert i figur 49 og 50.

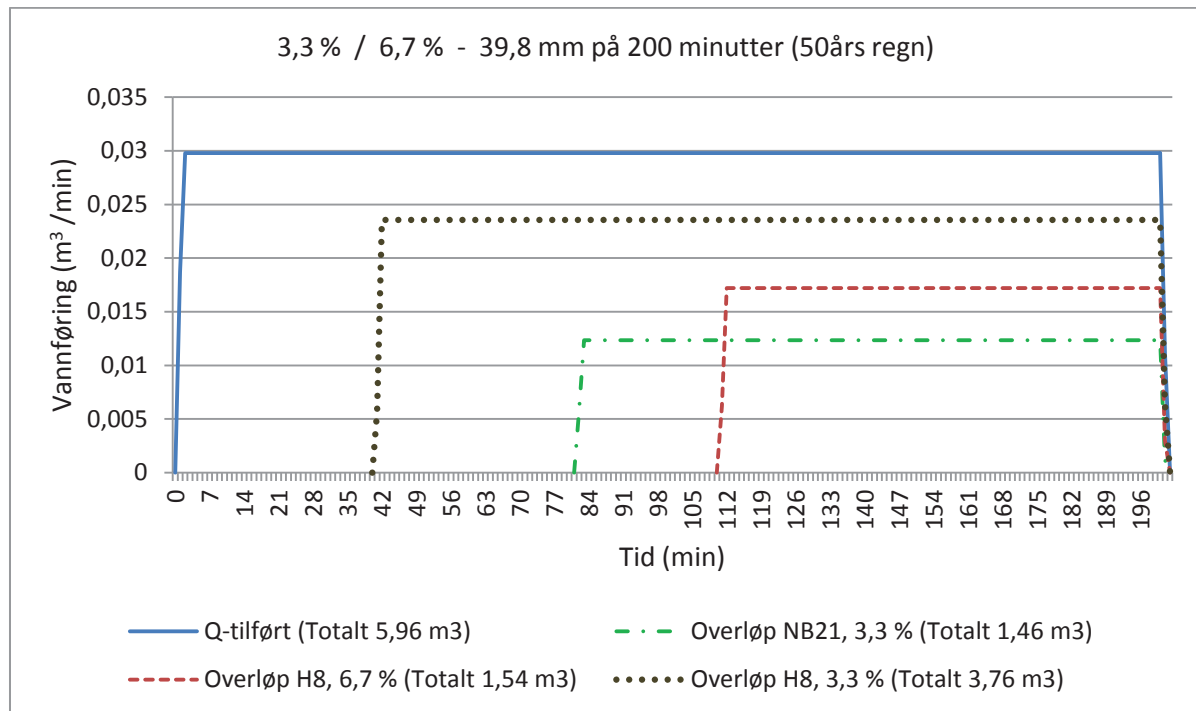


Figur 49. Flomtoppreduksjon og forsinkelse før overløpet trer i kraft for samtlige regnbed med areal lik 5 m²



Figur 50. Flomtoppreduksjon og forsinkelse før overløpet trer i kraft for samtlige regnbed med areal lik 10 m²

For hvert av regnbedarealene ble det simulert en nedbørhendelse med 50års gjentaksintervall og 200 minutters varighet (39,8 mm). I L34B ble hele nedbøren, både ved 3,3 % og 6,7 %, holdt tilbake. I H8 trådte overløpet i kraft ved begge regnbedstørrelsene. NB21 holdt tilbake hele nedbøren i tilfellet der arealet var satt til 6,7 % av nedbørfeltet. For flomtoppproduksjon og forsinkelse under nedbørhendelsen, se figur 51. Resultatene er ikke presentert i tabellform.



Figur 51. Flomtoppproduksjon og forsinkelse før overløpet trer i kraft for regnbedene i NB21 og H8. Lav konduktivitet i H8 medførte overløpsvannføring for begge arealene.

5.3.1 Modellens presisjon

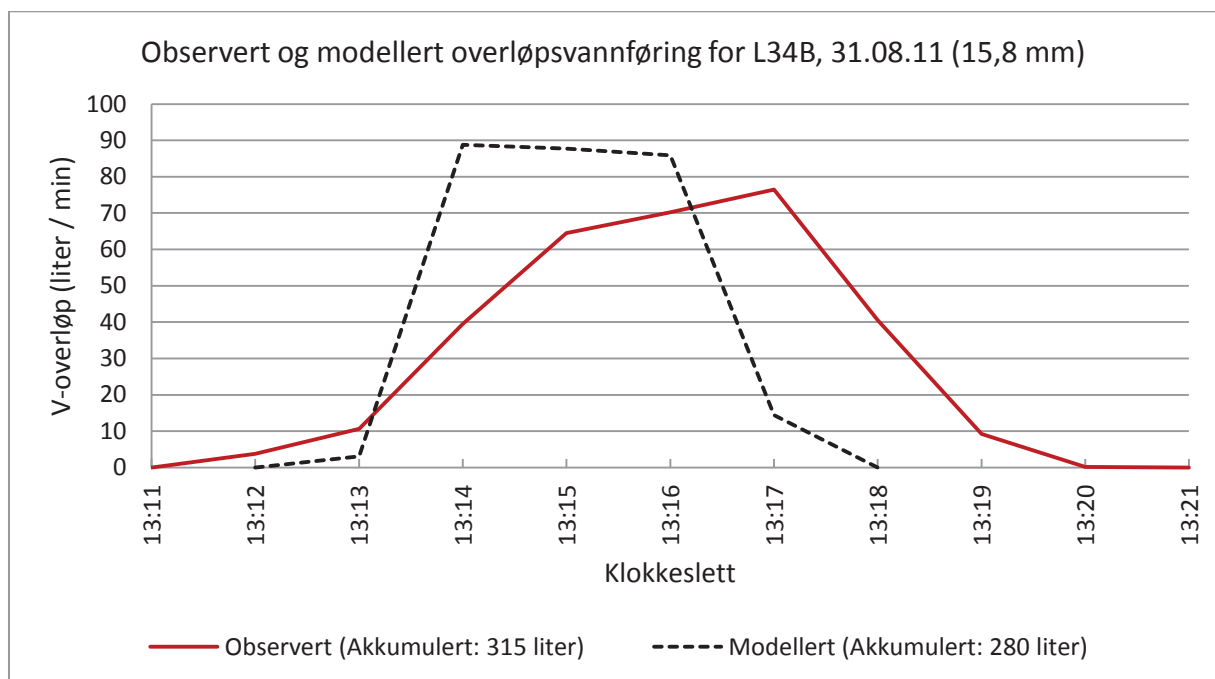
En hydrologisk modell forenkler virkeligheten ved hjelp av parametrisering og matematiske funksjoner. Det vil derfor alltid være avvik mellom observerte og modellerte resultater. For å beskrive modellens presisjon, bør derfor avviket tallfestes. Dette er gjort ved «effektivitetskriteriet», beskrevet i kapittel 4.7.3. I tabell 16 finnes en oversikt over kalkulerte Nash-Sutcliffe koeffisienter for vannstand, drens og overløp.

Resultatene viser god overensstemmelse mellom observert og modellert vannstand for både NB21 og H8. Grunnet observasjonsdata på bakgrunn av øyemål, ble det valgt å ikke kalkulere vannstandskoeffisient for L34B. Kalibrering av vannføring i drens og overløp viste seg å være atskillig vanskeligere enn vannstand. Overløpskoeffisientene er spesielt dårlige, og kan delvis forklares ved at V-overløp ikke kan modelleres i RECARGA. Programmet beregner overløpet som et skarpkantet terskeloverløp, og betyr at videreført vannføring ikke får en jevn økning proporsjonelt med vannstanden. Etersom Nash-Sutcliffe koeffisientene er beregnet på bakgrunn av minuttverdier, gir resultatene i tabell 16 et overestimert avvik. Modellens evne til

å gi troverdige resultater under videre bruk, forsvares ved godt samsvar mellom observert og modellert akkumulert overløpsvannføring (figur 52).

Tabell 16. Modellenes troverdighet uttrykt i form av Nash-Sutcliffe koeffisienter, der verdi lik 1 vil si hundre prosent overensstemmelse mellom modellerte og observerte data. Er koeffisienten 0 eller lavere, kan like godt observerte data benyttes.

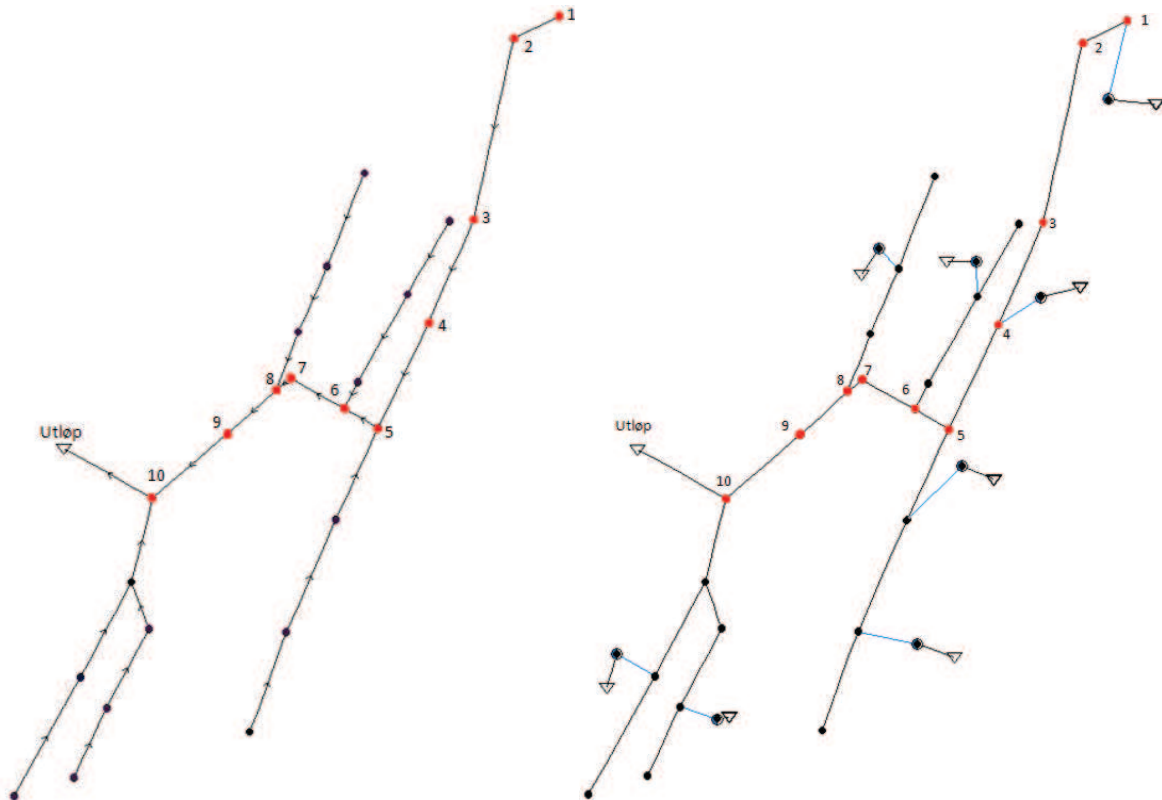
Sted	Dato	Vannstand	Drens	Overløp
L34B	31.08.2011	-	-	0,05
NB21	31.08.2011	0,71	0,62	-
	01.09.2011	0,73	0,31	-
H8	02.09.2011	0,88	0,24	-1,05



Figur 52. Overløpsvannføring under simulering med syntetisk nedbør. Nash-Sutcliffe koeffisienten i tabell 16 gir lav overensstemmelse (0,05) grunnet tidsforskyving mellom observerte og modellerte verdier. Akkumulert overløpsvannføring samsvarer imidlertid godt.

5.4 Storskalaimplementering

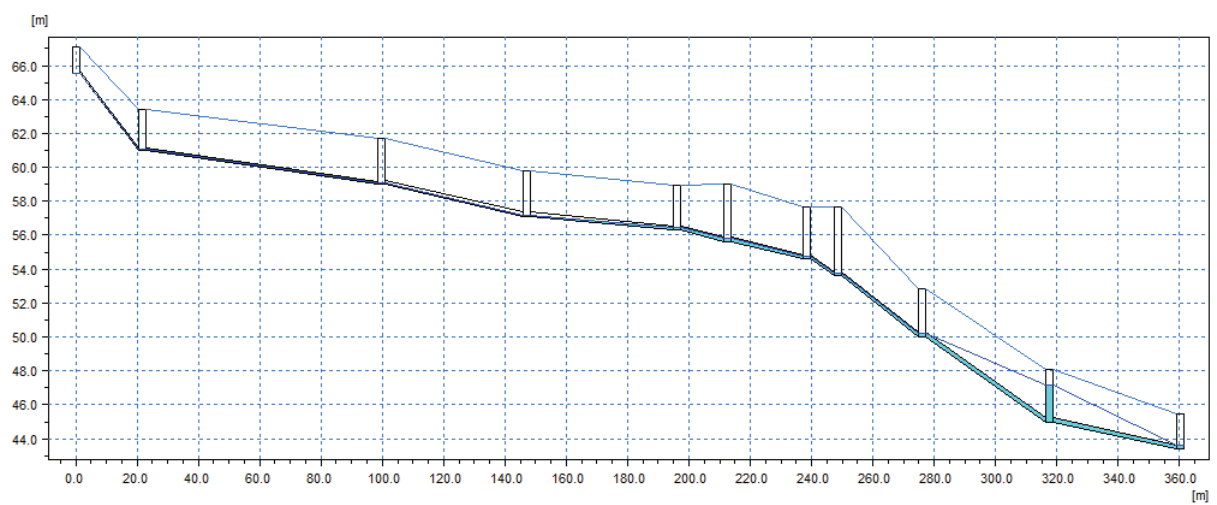
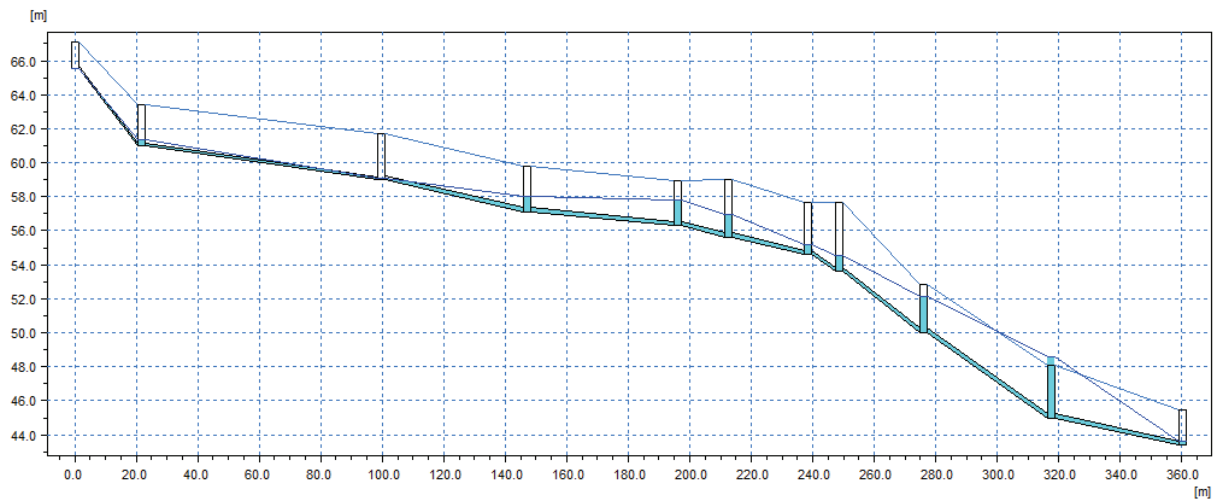
Modellsimuleringene er som i RECARGA blitt kjørt på bakgrunn av 20 og 50års regn, men kun med 15 minutters varighet. De grafisk presenterte lengdeprofilene (figur 54 og 55) viser høyeste oppstuvning i ledningsnettets for valgte gjentaksintervall, før og etter implementering av regnbed. Profilene er hentet fra ledningsnettets lengste strekk, og er merket med røde noder i figur 53.



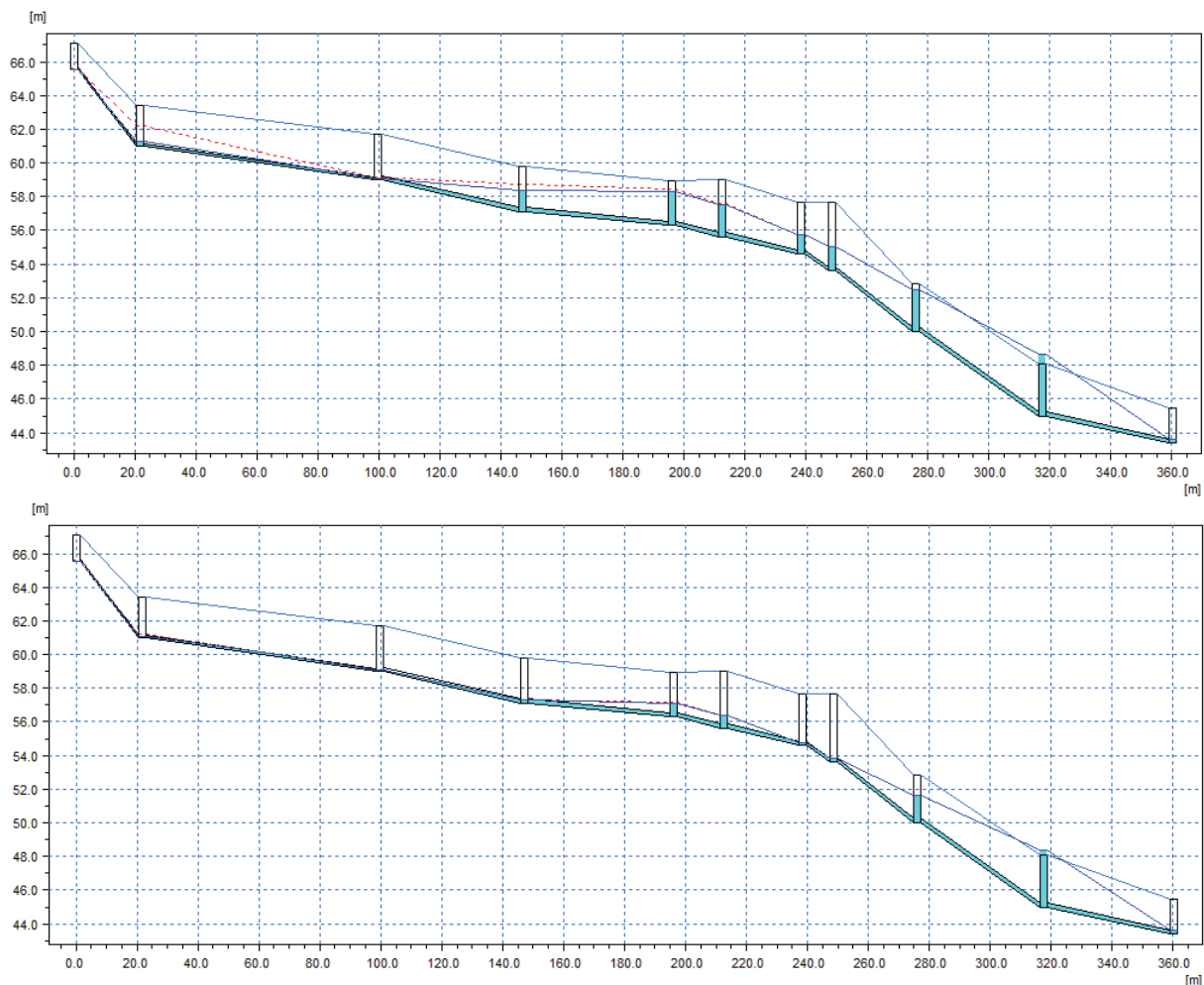
Figur 53. Utvalgt ledningsstrekk for presentasjon av lengdeprofiler. Profilet strekker seg fra 1, som er ledningsnettets høyeste punkt, og ned til utløpet. Til høyre vises ledningsnettets etter at det har blitt implementert regnbed i samtlige nedbørfelt.

Tabell 17. Resultater for 20 og 50års regn, med og uten implementering av regnbed.

Scenario	Volum ut av delfelt (m ³)	H _{maks} over topp rør (m)	Q _{maks} ved utløp etter start (min)	Q _{maks} ved utløp (m ³ /s)	Flomtopp reduksjon (%)	Tilbakeholdt nedbørsum (mm)
20års u / tiltak	194,1	3,3	16	0,179	-	-
20års m / regnbed	138,2	1,9	10	0,152	15	18,7
50års u / tiltak	228,4	3,4	16	0,180	-	-
50års m / regnbed	169,7	3,1	16	0,176	2,2	15,2



Figur 54. Oppstuvning i ledningsnett under en nedbørepisode med 20års gjentakintervall. Øverst: Opprinnelig delfelt uten regnbed som overvannstiltak. Nederst: Situasjonen i ledningsnett etter at regnbedene har blitt implementert. Ingen av regnbedene nådde overløpsvannføring under simuleringen.



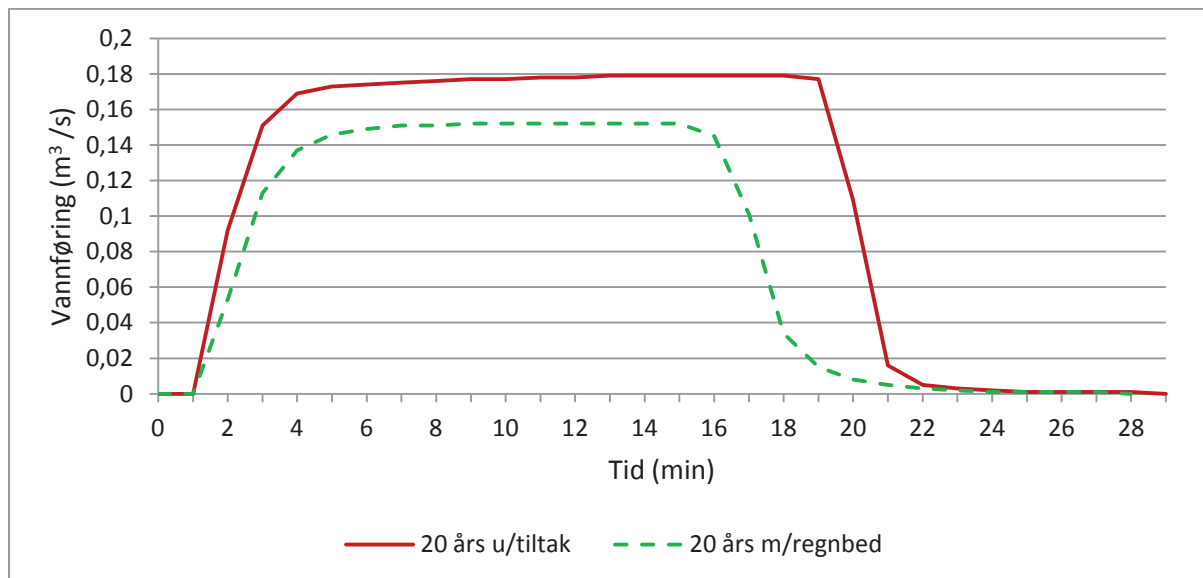
Figur 55. Oppstuvning i ledningsnett under en nedbørepisode med 50års gjentakintervall. Øverst: Opprinnelig delfelt uten regnbed som overvannstiltak. Nederst: Situasjonen i ledningsnett etter at regnbedene har blitt implementert.

Resultatene gjengitt i tabell 17, figur 54 og 55, viser at regnbedene bidrar til å redusere vannføringen og oppstuvningen i hele lengdeprofilen. Det ser tilsynelatende ut til at regnbedimplementering først og fremst gir reduksjon av akkumulert volum ut av delfeltet.

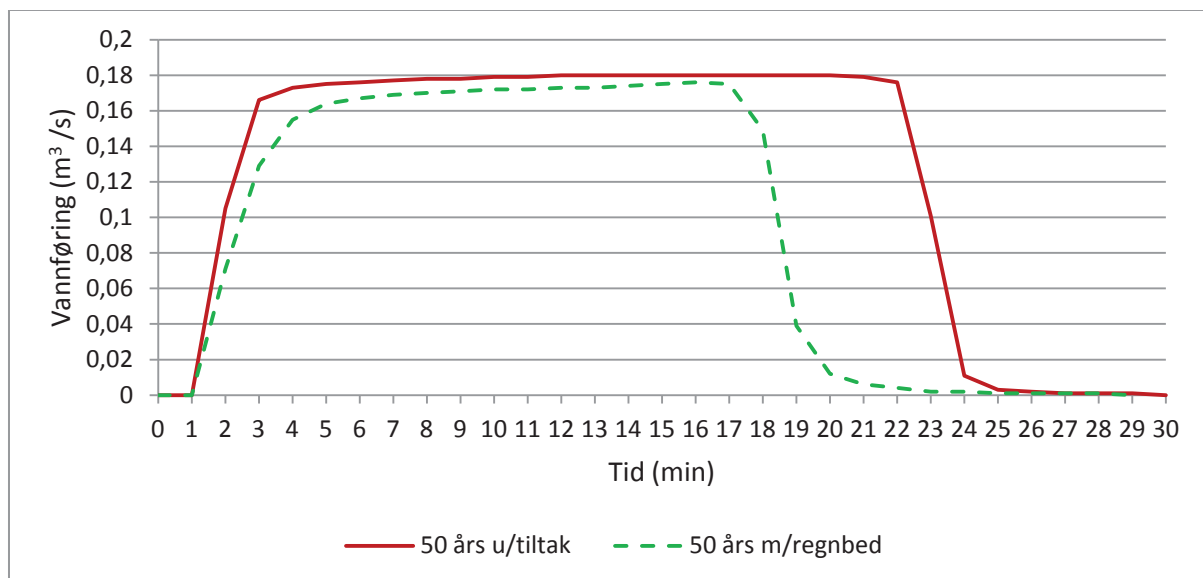
20års regnet m/regnbed når raskere en lavere maksimal vannføring, Q_{maks} , enn i de andre simuleringene, og begrunnes ved at ingen av regnbedene nådde overløpsvannføring. For å redusere oppstuvningen, slik at eventuelle tilbakeslag og kjelleroversvømmelser ikke inntreffer, må det gjøres ytterligere tiltak i delfeltet. For nedbørepisodene med 50års gjentakintervall, er det liten vannføringsforskjell ut av delfeltet. Det tar 16 minutter før Q_{maks} oppnås i begge tilfellene, noe som skyldes at nedbøren blir simulert som kasseregn med 15 minutters varighet, i tillegg til en konsentrasjonstid på ett minutt.

Vannføringsforløp viser lav flomtoppreduksjon og ingen forsinkelse (se figur 56 og 57). Til tross for at i alt 22 hustak er frakoblet ledningsnett, gir resterende impermeable vei- og takflater et betydelig bidrag. I tillegg gir mettet initialtilstand i regnbedene tidligere bidrag fra overløpene. Likevel reduserer regnbedene stigningstallet på vannføringskurven, og forsinkes

dermed Q_{maks} ut av delfeltet. Implementeringen reduserer Q_{maks} marginalt under 50års regnet. Dette skyldes at regnbedene har identisk geometri i forhold til nedbørfeltets størrelse. Nedbørhendelser som overskrider regnbedenes overflatemagasineringsvolum forårsaker at samtlige overløp trer i kraft samtidig. Etter dette punktet, er det kun infiltrasjonskapasiteten som demper overløpsvannføringen.

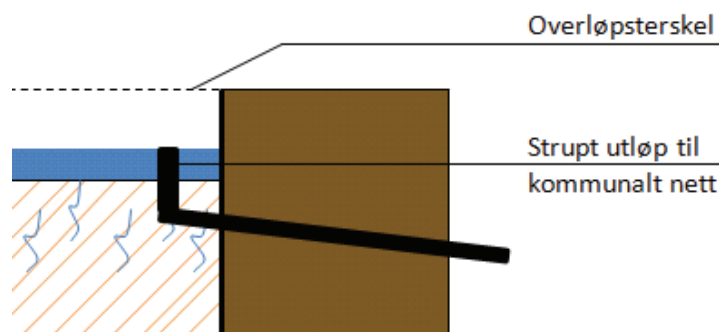


Figur 56. Vannføringsforløp ut av delfelt under nedbørepisode med 20års gjentaksintervall. Ingen overløp trådte i kraft, og betyr at dette er den maksimale flomtoppreduksjonen som kan oppnås med de implementerte regnbedene.



Figur 57. Vannføringsforløp ut av delfelt under nedbørepisode med 50års gjentaksintervall.

Det er vanskelig å tallfeste en bestemt oppnåelig effekt ved storskalaimplementering av regnbed, da resultatene avhenger av valgte forutsetninger. Dersom utfyllende resultater skulle blitt presentert, måtte en rekke modellscenarier blitt simulert. Eksempler på interessante scenarier for ytterligere analyse kan være antall regnbed i delfeltet, varierende regnbedgeometri, plasseringsoptimalisering, initialverdi for vannmetning i filtermedia etc. I tillegg bør regnbedenes oppbygning og virkemåte analyseres. Et tiltak som kunne økt flomtoppreduksjon i Veumdalen, er å konstruere et ekstra utløp, tilsvarende de strupte overløpene i NB21 og H8. Dette ville gitt en jevnere volumstrøm, og samtidig redusert flomtoppen som oppstår når samtlige regnbed gir overløpsvannføring på samme tidspunkt. På den annen side ville forsinkelsestiden blitt noe redusert. For prinsippkisse, se figur 58.



Figur 58. Prinsippkisse av strupt utløp

Modellresultatene gir et innblikk i hvilken effekt som kan oppnås under visse forutsetninger. Til tross for begrenset flomtoppreduksjon og generelt liten forsinkelse, viser resultatene fra Mike Urban at implementerte regnbed i Veumdalen oppfyller første og annet ledd av treleddsstrategien for overvannshåndtering, etter Lindholm et al. (2008). 20års regnet på 18,7 mm fanges opp og infiltreres på stedet, mens 50års regnet på 21,9 mm infiltreres og fordrøyes frem til overløpet trer i kraft. For sistnevnte ble 15,2 mm tilbakeholdt.

5.5 Bruk av regnbed for håndtering av styrtregn i småhusbebyggelse

Simulering med syntetisk nedbør, målt naturlig avrenning og modellsimuleringer har gitt resultater som tilsier at regnbed kan gi en betydelig avrenningsreduksjon. Det er imidlertid en rekke faktorer som bestemmer hvilken effekt regnbed kan ha som overvannstiltak.

Det viser seg at regnbedene er sårbare for nedbørhendelser med høy intensitet og kort varighet, mens langvarige nedbørhendelser med samme gjentakintervall i større grad holdes tilbake. Denne forskjellen kommer tydelig frem hos regnbedene med lav k_{sat} -verdi. Videre spiller dimensjonering i forhold til nedbørfeltets prosentvise størrelse en sentral rolle for forsinkelse, flomtoppreduksjon og tilbakeholdelse. Resultatene for simuleringene der regnbedet utgjør 6,7 % av nedbørfeltet, viser høyere grad av hydrologisk ytelse. Blant annet er nedbørsum ved 20års gjentakintervall (18,7 mm på 15 minutter) tilbakeholdt (Tabell 15). I henhold til første ledd i treleddsstrategien beskrevet av Lindholm et al. (2008), skal alle regn mindre enn 20 mm fanges opp og infiltreres. Tatt i betraktning at initialtilstanden i filtermedia var mettet, er det grunnlag for å tro at regnbedene, til tross for forskjellig oppbygning, ville levert opp mot dette. Regnbedene som utgjør 3,3 % av nedbørfeltet, har begrenset hydraulisk kapasitet. Dette stemmer godt overens med dimensjoneringskriteriet på 5 - 7 %, etter the Prince George's County method ref. i Muthanna et al. (2007).

Regnbedene har stor variasjon i oppbygning og geometri. Regnbedet i L34B kommer resultatmessig meget bra ut grunnet høy k_{sat} -verdi i stedege masser. Med slike masser som filtermedia, må det tas høyde for at k_{sat} ofte kan være lav. I tillegg vil tilgjengelig areal for anleggelse av regnbed i småhusbebyggelse kunne være en begrensende faktor. For å begrense arealbruken, samtidig som hydrauliske egenskaper opprettholdes, bør regnbedets potensielle overflatemagasinerings utnyttes. Ifølge PGDER (2007) anbefales en maksimal magasineringsdybde på 30 cm, mens 45 cm tillates i Delaware og Minnesota (DNREC 2005; MPCA 2008). Tillatt dybde avhenger blant annet av regnbedets dreneringstid, beskrevet i kapittel 3.3.6. Med dette tatt i betraktning, kunne regnbedene i studiet med fordel hatt større magasineringsdybde.

Ut fra de samme forutsetninger som for modellsimuleringene, beskrevet i kapittel 4.7, ble RECARGA benyttet til å simulere et 50års regn, der overløpshøyden ble justert til 25 cm. For resultater, se tabell 18.

Tabell 18. Resultater fra simulering av 50års regn med 15 minutter varighet, der regnbedene utgjør 6,7 % av nedbørfeltet og med overløpshøyde på 25 cm.

Sted	Nedbørsum (mm)	Q-tilført (m^3)	Q-videreført (m^3)	Forsinkelse (min)	Flomtoppreduksjon (%)	Tilbakeholdt nedbørsum (mm)	Overløpshøyde (cm)
L34B	21,9	3,28	0	-	100	21,9	25
NB21	21,9	3,28	0,24	13	16	20,3	25
H8	21,9	3,28	0,59	12	6	18	25

Med overløpshøyde på 25 cm holder regnbedet i NB21 tilbake 20,3 mm, mens 1,6 mm fordrøyes. Regnbedet oppfyller dermed både første og annet ledd av treleddsstrategien etter Lindholm et al. (2008). L34B holder tilbake hele nedbørepisoden, mens H8 viderefører omlag 3,9 mm.

Dersom regnbed skulle blitt implementert i et eksisterende felt med overvannsproblemer, måtte avløpssystemet blitt analysert helhetlig. I et slikt tilfelle må det utredes i hvilken grad avrenningsmønsteret må endres for å få tilstrekkelig kapasitet i ledningsnett. I første omgang besvares dette ved å fastsette et dimensjonerende gjentakintervall for ledningsnett. Etter Lindholm et al. (2008) bør gjentakintervall baseres på samfunnsøkonomiske betraktninger i hvert enkelt felt, sett over ledningens levetid. Dette kan være komplisert å beregne, og det henvises derfor ofte til Norsk Vann (tabell 19). I tabellen kommer det frem at det for boligfelt ikke skal inntreffe oversvømmelse mer enn én gang hvert 20. år. Videre viser tabell 17 at modellsimuleringen med 20års regn, gir oppstuvning én meter høyere enn tillatt. Med tanke på at ingen av regnbedene ga overløpsvannføring under denne simuleringen, må flere takflater frakobles dersom oppstuvningskravet skal oppfylles.

Tabell 19. Norsk Vanns anbefalte minimums dimensjonerende gjentakintervall for separat- og felles avløpssystem. Hentet fra Lindholm et al. (2008).

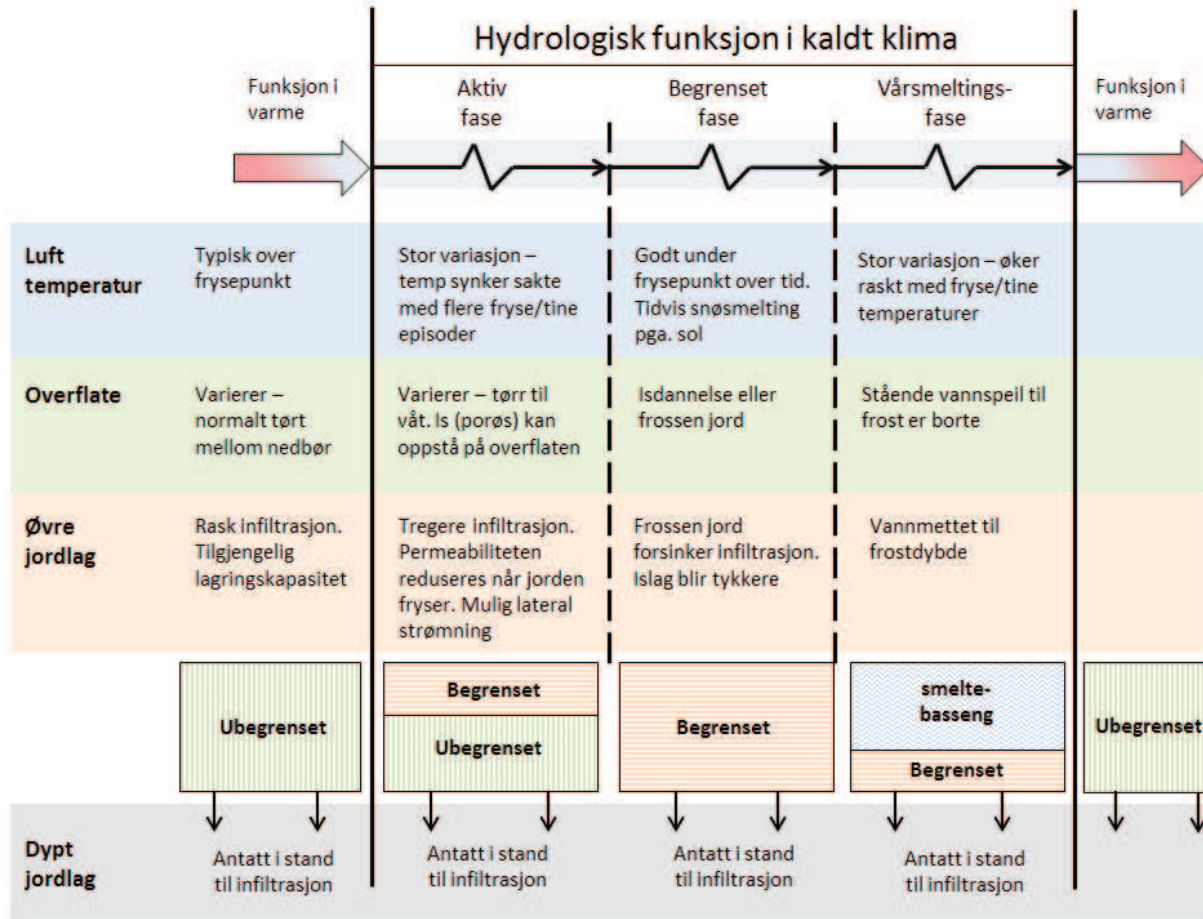
Dimensjonerende regnskyllhyppighet (1 i løpet av "n" år) *	Plassering	Dimensjonerende oversvømmelseshyppighet (1 i løpet av "n" år) **
1 i løpet av 5	Områder med lavt skadepotensial (utkantområder, landkommuner etc.)	1 i løpet av 10
1 i løpet av 10	Boligområder	1 i løpet av 20
1 i løpet av 20	Bysenter / industriområder / forretningsstrøk	1 i løpet av 30
1 i løpet av 30	Unerganger / områder med meget høyt skadepotensial	1 i løpet av 50

* Ledningsnett skal bare fylles til topp av rør ved dimensjonerende regnskyllhyppighet

** Oversvømmelsesnivået skal normalt regnes til kjellernivået (90 cm over topp rør)

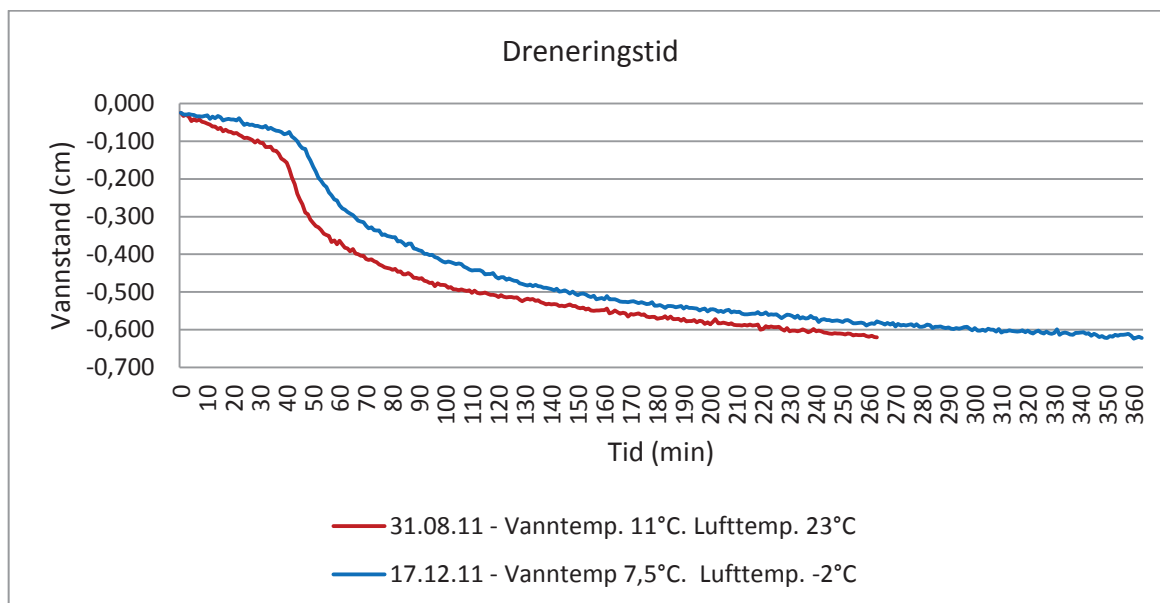
5.6 Betrakninger rundt kaldt klima

Det har vært knyttet bekymring til regnbedenes funksjonalitet i områder med kaldt klima. Funksjonalitetsteorier basert på observasjoner av regnbed under kalde forhold i Minnesota, etter Davidson et al. (2008), kan deles inn i aktiv-, begrenset- og vårsmeltingsfase (figur 59).



Figur 59. Funksjonalitetsteorier ved ulike faser under kalde og varme forhold. Fritt etter (Davidson et al. 2008).

Det kan observeres sammenhenger mellom funksjonalitetsteoriene etter Davidson et al. (2008) og observasjoner under vintersimuleringene med syntetisk nedbør i NB21. Funksjoner under aktiv fase kan kobles til simuleringen den 17.12.11, da temperaturen i perioden vekslet rundt frysepunktet og det ble observert 3-4 cm porøs frost i jorden. Regnbedets dreneringstid for simuleringene utført 31.08.11 og 17.12.11 er vist i figur 60. Det fremkommer at dreneringstiden for sistnevnte er omlag 100 minutter lenger, noe som kan indikere at infiltrasjonsnivået i regnbedet var dårligere under vintersimuleringen. I tillegg kan det være fristende å dra paralleller mellom dreneringstid, vist i figur 60, og temperaturavhengig konduktivitet. Etter Klock (1972), ref. i Dingman (2002), er konduktiviteten dobbelt så høy for vann ved 25 °C som for vann ved 0 °C, grunnet vannets viskositet. Ut fra omstendighetene rundt simuleringen 17.12.11, der drensledningen delvis tetnet til samt urealistisk høy temperatur på tilført vann, er det vanskelig å trekke konklusjoner.



Figur 60. Dreneringstid for NB21 under simulering med syntetisk nedbør ved sommer- og vinterforhold. Grafene er konstruert på bakgrunn av data fra trykksensor.

Vintersimulering med syntetisk nedbør 21.02.12 kan kobles til begrenset fase, da det ble observert et islag under snøen i NB21. Denne dagen var temperaturen over frysepunktet, etter en lengre periode med kulde. Under simuleringen var det tydelig at det ikke forekom infiltrasjon, og et vannspeil ble dannet på høyde med «drensoverløpet» (18 cm). Dette kan sammenlignes med et smeltebasseng i vårmeltingsfasen, dersom tilført syntetisk nedbør uttrykkes som smeltevann. Bassenget frøys etter hvert til et 18 cm tykt islag (figur 61), og etter flere uker med gjennomsnittstemperatur over 0 °C ble islaget redusert til omtrent 10 cm. I frykt for isbrann i regnbedet ble islaget imidlertid hakket bort.



Figur 61. Isdannelse i regnbedet i NB21, 14 dager etter simulering med syntetisk nedbør 21.02.12. Foto: Bent C. Braskerud

Isdannelse under en snøpakke kan skyldes fryse- og tineprosesser nær jordoverflaten (French & Binley 2004). Dette forekommer typisk dersom det er tele i bakken, og ofte som følge av vekslende temperaturer. Ifølge French og Kitterød (2012) oppstår fenomenet normalt mot slutten av vinteren, og fungerer som en viktig del av oppvarmingsprosessen av snøpakken. Vann i snøpakken smelter om dagen, perkolerer gjennom snøen og kan fryse til i åpne porer i jorden om natten. Etter hvert som porene fryser til og smeltevann blir tilført, vil det dannes en impermeabel overflate på jorden (French & Kitterød 2012). Ifølge Dingman (2002) vil innfrysingen av smeltevann avgi latent varme til omgivelsene, noe som igjen hever temperaturen i snøen. French og Binley (2004) mener at isdannelsesprosessen under et snødekke er dårlig beskrevet, selv i detaljerte modeller.

Bent C. Braskerud observerte i tillegg et islag i L34B, men her var islaget tilsynelatende tynnere i umiddelbar nærhet av sverdliljestengler. Dersom beplantning med robuste stengler har en slik effekt på isdannelse, er det nærliggende å tenke at disse ikke bør kuttes helt ned før vinteren. Et annet argument kan være at mørkere objekter som trær og stengler sender ut varme (langbølget stråling) som smelter snøen rundt. Ifølge Øiestad (2012) kommer dette av at snøen reflekterer opp mot 95 % av kortbølget stråling, mens trestammer bare reflekterer 20 %. Dette medfører at stammen varmes opp.

Studier viser at kaldt klima med temperaturer under frysepunktet har innvirkning på regnbeds ytelse. Likevel er det ikke nødvendigvis er vesentlig forskjell på ytelsen under varme og kalde forhold (Davidson et al. 2008; Dietz & Clausen 2005; Roseen et al. 2009). Davidson et al. (2008) observerte at regnbed som fungerer bra under varme forhold, også fungerer bra under kalde forhold. Derimot fungerer regnbed dårlig under kalde forhold dersom funksjonaliteten heller ikke er god under varme forhold. Roseen et al. (2009) bemerker at frost i marken ikke nødvendigvis sidestilles med permeabilitet i filtermedia, da frossent filtermedia fortsatt kan ha betydelig porøsitet og permeabilitet. Dette ble også observert under vintersimuleringen med syntetisk nedbør 17.12.11. Temperaturen på tilført vann under simuleringen var urealistisk høy (7 - 8 °C), og argumenterer for opptining av jordfrosten. På en annen side ble vannføring i drensledning observert på samme tidspunkt som for simuleringen 01.09.11, noe som vitner om en forholdsvis lik infiltrasjonshastighet.

Davidson et al. (2008) fant at umettet jord utsatt for temperaturer under frysepunktet kan opprettholde høy infiltrasjonsevne, men dersom vannmettet jord utsettes for tilsvarende lave temperaturer blir infiltrasjonen begrenset. Dannelsen av islaget observert 21.02.12 kan være en følge av at øverste del av filtermediet var vannmettet, grunnet snøsmelting om dagen og frost om natten (French & Kitterød 2012). Ifølge Davidson et al. (2008) påvirkes regnbedets ytelse mer av frosttypen enn av at det er frost i jorden. Dette ble observert i vintersimuleringene med syntetisk nedbør. Jord med porøs frost viste at vannet ble infiltrert, mens betongfrosten (islaget) var helt impermeabelt.

6 Konklusjon

På bakgrunn av utført arbeid i denne oppgaven, er det grunnlag for å konkludere med at regnbed kan ha god effekt som LOD-tiltak. Resultater fra målt naturlig avrenning viser at regnbedet i L34B har fungert godt over en periode på 18 måneder, mens regnbedet i H8 fungerte godt høsten 2011. Resultater fra simulert syntetisk nedbør tilsier en betydelig demping av kraftige nedbørhendelser opp til 50års gjentaksintervall.

Videre viser resultatene fra RECARGA at regnbedene er sårbare for nedbør med høy intensitet og kort varighet. Langvarig nedbør med tilsvarende gjentaksintervall holdes i større grad tilbake.

Regnbedenes geometri spiller en viktig rolle for god hydrologisk ytelse. Når regnbedene utgjør 6,7 % av nedbørfeltets størrelse, viser resultatene fra RECARGA forholdsvis god tilbakeholdelse av vannet. Overflatemagasineringsvolumet kan med fordel økes for samtlige regnbed, da dette øker forsinkelsestid og tilbakeholdt nedbørsum betydelig.

I tillegg til geometrisk utførelse, avhenger forsinkelsestid og flomtoppreduksjon av god k_{sat} -verdi. I områder med løsmasser lite egnet for infiltrasjon, bør det benyttes et sammensatt filtermedia med nedgravd drensledning for tilstrekkelig vanntransport ut av regnbedet. Dersom stedege masser skal benyttes, bør tilstrekkelig k_{sat} -verdi påvises ved infiltrasjonsmålinger.

Gjennomsnittlig dreneringstid i NB21 ble på bakgrunn av to simuleringer med syntetisk nedbør, estimert til 4 timer og 31 minutter. Dette er langt under anbefalte verdier (48 - 72 timer). Grunnet avvik mellom trykksensor og observasjoner i H8, bør det derfor ikke konkluderes med en bestemt dreneringstid i regnbedet.

Modellering av storskalaimplementering i Mike Urban viser at hele 20års regnet holdes tilbake. Som følge av at frakoblet hustakareal utgjør en liten prosentandel av delfeltets impermeable flater, inntreffer høyere oppstuvning enn tillatt ved utløpet. For å oppnå tilstrekkelig reduksjon av oppstuvning, bør det vurderes ytterligere tiltak i delfeltet.

Det er vanskelig å fastslå regnbedets funksjonalitet under kalde forhold på grunnlag av observasjoner under feltarbeidet. To vintersimuleringer med syntetisk nedbør i NB21 ga store resultatmessige forskjeller. Én gjennomføring viste god funksjonalitet i regnbedet, mens den andre viste utilfredsstillende hydrologisk ytelse.

Observasjoner tyder på at regnbed som fungerer bra under varme forhold også fungerer bra under kalde forhold (Davidson et al. 2008). Dette forutsetter god hydraulisk konduktivitet i filtermediet og lav vannmetningsgrad ved temperaturer under frysepunktet. Dette fordi regnbedets hydrologiske ytelse under kalde forhold i større grad påvirkes av frosttypen enn frostens tilstedeværelse i jorden. Snølag på overflaten av regnbed kan vise seg problematisk da muligheten for betongfrost og isdekke oppstår ved alternerende temperaturer rundt frysepunktet.

7 Referanser

- Aaby, L. & Lindholm, O. G. (2008). Regnvannsoverløp i fokus. Dagens tilstand, vanndirektivets mål og klimaendringer gjør det nødvendig. 7 s.
- Aaby, L. (2009). *Regnvannsoverløp, mengderegulator, effektive terskelsystemer og tilbakeslagsventiler*. Forelesning, UMB, s. 74: Miljø- og Fluidteknikk AS.
- Atchison, D. & Severson, L. (2004). *RECARGA User's Manual*.
- Atchison, D., Potter, K. & Severson, L. (2006). *Design guidelines for stormwater bioretention facilities*. Wisconsin: University of Wisconsin Water Resources Institute. 40 s.
- AutoCAD. (2012). 2012 utg.: Autodesk.
- Beer, H. & Matthiesen, H. (2010). Overvåkingsplan for undergrunnen ved Bryggen i Bergen. 49 s.
- Bioforsk. (2009). *Bruksanvisning infiltrrometer*.
- Bitter, S. D. & Bowers, J. K. (1994). Bioretention as a Water Quality Best Management Practice Article 110 technical note #29 *Watershed Protection Techniques*, 1 (3): 26-28.
- Braga, A., Horst, M. & Traver, R. G. (2007). Temperature Effects on the Infiltration Rate through an Infiltration Basin BMP. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 133 (6): 593.
- Caraco, D. & Claytor, R. (1997). Stormwater BMP Design Supplement for Cold Climates. Ellicott City, Maryland: Center for Watershed Protection.
- Christiansen, B. (2007). Klimaforskernes Krystalkugle. Tilgjengelig fra: <http://www.dmi.dk/dmi/an4model.pdf> (lest 07.02.12).
- Colleuille, H., Haugen, L. E., Udnæs, H.-C. & Møen, K. (2001). Infiltrasjonsprosesser i frossen jord på Gardermoen. Analyse av markvann-, grunnvann-, tele- og snøobservasjoner. *Rapport nr 8-2001*. Oslo: Norges vassdrags- og energidirektorat.
- Davidson, J. D., LeFevre, N.-J. & Oberts, G. (2008). Hydrologic bioretention performance and design criteria for cold climates: Water Environment Research Foundation. 202 s.
- Davies, E. G. R. & Simonovic, S. P. (2005). *Climate Change and the Hydrological Cycle*. 17th Canadian Hydrotechnical Conference - Hydrotechnical Engineering: Cornerstone of a Sustainable Environment, Edmonton, Canada.
- Davis, A. P., Hunt, W. F., Traver, R. G. & Clar, M. (2009). Bioretention Technology: Overview of Current Practice and Future Needs. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 135 (3): 109-117.
- DHI. (2011a). *Mike Urban - modelling water in the city*: DHI (lest 17.04).

- DHI. (2011b). *Mike Urban Collection System*: DHI.
- Dietz, M. E. & Clausen, J. C. (2005). A field evaluation of rain garden flow and pollutant treatment. *Water Air and Soil Pollution*, 167 (1-4): 123-138.
- Dingman, S. L. (2002). *Physical hydrology*. Upper Saddle River, N.J.: Prentice Hall. 646 s.
- DNREC. (2005). *Green technology: the Delaware Urban Runoff management approach. Standards, specifications and details for green technology BMPs to minimize stormwater impacts from land development*. Delaware Department of Natural Resources & Environmental Control Division of Soil And Water Conservation: Lucas, W. C. (Integrated land management, inc.). 93 s.
- Domenico, P. A. & Schwartz, F. W. (1998). *Physical and chemical hydrogeology*. New York: Wiley. 506 s.
- EPA. (1999). *Storm Water Technology Fact Sheet Bioretention*. Washington, D.C.
- EPA. (2006). *Bioretention (Rain Gardens)*. National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES): U.S. Environmental Protection Agency. Tilgjengelig fra: <http://cfpub.epa.gov/npdes/stormwater/menuofbmps/index.cfm?action=browse&Rbutton=detail&bmp=72> (lest 30.01).
- Evans, J. M. & Perlman, H. *Vannets kretsløp*: U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey.
- Fetter, C. W. (2001). *Applied hydrogeology*. Upper Saddle River, N.J.: Prentice-Hall. XVII, 598 s.
- Finn.no. (2012). *Finn Kart*, 27.03.2012: kart.finn.no.
- Finnemore, J. E. & Franzini, J. B. (2009). *Fluid Mechanics with Engineering Applications*. 10 utg. Singapore: McGraw-Hill. 790 s.
- French, H. & Binley, A. (2004). Snowmelt infiltration: monitoring temporal and spatial variability using time-lapse electrical resistivity. *Journal of Hydrology*, 297 (1-4): 174-186.
- French, H. & Kitterød, N.-O. (2012). *E-post kommunikasjon: Isdannelse under snødekke*.
- Hanssen-Bauer, I. (2005). Regional temperature and precipitation series for Norway: Analyses of time-series updated to 2004. 34 s.
- Hanssen-Bauer, I., Drange, H., Førland, E. J., Roald, L. A., Børsheim, K. Y., Hisdal, H., Lawrence, D., Nesje, A., Sandven, S., Sorteberg, A., et al. (2009). *Klima i Norge 2100. Bakgrunnsmateriale til NOU Klimatilpassing*. Oslo. 148 s.
- Hood, M. J., Clausen, J. C. & Warner, G. S. (2007). Comparison of stormwater lag times for low impact and traditional residential development. *Journal of the American Water Resources Association*, 43 (4): 1036-1046.

- Hsieh, C. H. & Davis, A. P. (2005). Evaluation and optimization of bioretention media for treatment of urban storm water runoff. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 131 (11): 1521-1531.
- IPCC. *Organization*. Tilgjengelig fra: <http://www.ipcc.ch/organization/organization.shtml> (lest 24.01).
- ITAS. (2009). Tilgjengelig fra: <http://www.it-as.no/index.php/leverandorer/item/root/precipitation-sensors-1518-h3> (lest 12.03).
- Iversen, T., Benestad, R., Haugen, J. E., Kirkevåg, A., Sorteberg, A., Debernard, J., Grønås, S., Hanssen-Bauer, I., Kvamstø, N. G., Martinsen, E. A., et al. (2005). Norges klima om 100år: Usikkerhet og risiko. 12 s.
- Jenssen, P. D., Jonasson, S. A. & Heistad, A. (2006). Naturbasert rensing av avløpsvann - en kunnskapssammenstilling med hovedvekt på norske erfaringer. I: VA-Forsk (red.). 65 s.
- Johannessen, J. (2009). Klimamodeller og fremtidens klima. Tilgjengelig fra: <http://www.bjerknes.uib.no/filer/1365.pdf> (lest 07.02.12).
- Kolshus, H. H. (2000). SRES utslippsscenarioer: En gjennomgang av bakgrunn, drivkrefter og resultater. 26 s.
- Krogstad, T., Jørgensen, P., Sogn, T., Børresen, T. & Kolnes, A. G. (1991). Manual for kornfordelingsanalyse etter pipettemetoden. Forbehandling og pipetteringsprosedyre. Dataprogrammer for veiing, beregning og utskrift. *Rapport nr. 6/91*. Ås: Institutt for Jordfag, Norges Landbrukshøgskole.
- Lin, C., Greenwald, D. & Banin, A. (2003). Temperature dependence of infiltration rate during large scale water recharge into soils. *Soil Science Society of America*, 67 (2): 7.
- Lindholm, O., Endresen, S., Thorolfson, S., Sægrov, S., Jakobsen, G. & Aaby, L. (2008). *Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering*. Norsk Vann rapport, b. 162, 2008. Hamar: Norsk Vann BA. 79 s.
- Lindholm, O. G. (2011). *Helhetlig urban flomplanlegging*. Forelesning, Ås: Universitetet for miljø og biovitenskap - Institutt for matematiske realfag og teknologi.
- Lindholm, O. G. & Bjerkholt, J. T. (2011). Problemstillinger, klimaendringer, virkninger av ekstrem nedbør og resultater av tiltaksanalyser i Fredrikstad, Sandnes og Trondheim. *Rapport 42/2011*: IMT. 181 s.
- Lindquist, A. & Gillberg, L. (2003). *About water treatment*. Helsingborg: Kemira Kemwater. 207 s.
- Løland, L. (2010). Frykter at opptil 200.000 blir syke av vannet. *Norsk Rikskringkasting*.
- Meteorologisk Institutt. (2011). Været i Norge, Klimatologisk månedsoversikt - September 2011. *met.no info*, Nr. 09/2011. Oslo: Meteorologisk Institutt.

- Meteorologisk institutt. (2012). *YR*. Tilgjengelig fra: <http://www.yr.no> (lest 12.03).
- Mjøslab. *Infiltrasjonsdiagram*. <http://www.mjoslab.no/Skjemaer/Folgeskjemaer.htm>.
- Mosevoll, G., Wedum, K. & Sægrov, S. (1991). *Håndbok for vannføringsmålinger i vann- og avløpsanlegg*. Trondheim: SINTEF. 446 s.
- MPCA. (2008). *Minnesota stormwater manual* Minnesota Stormwater Steering Committee. Minnesota: Minnesota Pollution Control Agency. 883 s.
- Muthanna, T. M. (2007). *Bioretention as a sustainable stormwater management option in cold climates*. Dissertation. NTNU: Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Faculty of Engineering Science and Technology, Department of Hydraulic and Environmental Engineering. 63 s.
- Muthanna, T. M., Viklander, M. & Thorolfsson, S. S. (2007). An evaluation of applying existing bioretention sizing methods to cold climates with snow storage conditions. *Water Science & Technology*, 56 (10): 9.
- Muthanna, T. M., Viklander, M. & Thorolfsson, S. T. (2008). Seasonal climatic effects on the hydrology of a rain garden. *Hydrological Processes*, 22 (11): 1640-1649.
- Mæhlum, T., Køhler, J. C., Jenssen, P. D. & Hensel, G. R. (2009). Grunnundersøkelser for infiltrasjon - mindre avløpsanlegg. Forundersøkelse, befaring og detaljundersøkelse ved planlegging av mindre renseanlegg (versjon 1). I: Mæhlum, T. (red.). *Bioforsk rapport*, 155/2009. 72 s.
- Nachabe, M. H. (1998). Refining the definition of field capacity in the literature. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce*, 124 (4): 230-232.
- Nakicenovic, N., Alcamo, J., Davis, G., Vries, B., Fenhann, J., Gaffin, S., Gregory, K., Grübler, A., Jung, T. Y., Kram, T., et al. (2000). *Special report on emissions scenarios*. Cambridge: Published for the Intergovernmental Panel on Climate Change [by] Cambridge University Press. 599 s.
- NGU. (2011a). *Fullstendig tegnforklaring for LøsmasseFlate*: Norges geologiske undersøkelser.
- NGU. (2011b). *Løsmasser, Nasjonal løsmassedatabase*: Norges geologiske undersøkelser.
- NOU. (2010:10). *Tilpassing til eit klima i endring: Samfunnet si sårbarheit og behov for tilpassing til konsekvensar av klimaendringane* Norges offentlige utredninger. Oslo: Departementenes servicesenter. Informasjonsforvaltning. 240 s.
- NS-ISO 1438-1. (2005). *Vannføringsmåling i åpne kanaler ved bruk av overløp og venturikanal*: Pronorm AS. 27 s.
- Oberts, G. L. (2003). Cold climate BMPs: solving the management puzzle. *Water Science and Technology*, 48 (9): 21-32.

- Paus, K. (2011). *Principles of Stormwater Management*. Foredrag, Trondheim: Norges Teknisk-naturvitenskapelige Universitet.
- PGDER. (2007). *Bioretention Manual*. Environmental Services Division Department of Environmental Resources. The Prince George's County, Maryland: Prince George's County Department of Environmental Resources. 148 s.
- RIF. (2010). State of the Nation 2010. Oslo: Rådgivende ingeniørers forening. 80 s.
- Roseen, R. M., Ballesteros, T. P., Houle, J. J., Avellaneda, P., Briggs, J., Fowler, G. & Wildey, R. (2009). Seasonal Performance Variations for Storm-Water Management Systems in Cold Climate Conditions. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 135 (3): 128-137.
- Rosseland, B. (2011). *Sivilingeniør og prosjektleder, Sweco Norge AS*.
- Smith, D. W., Low, N. & Barber, L. (1996). *Cold regions utilities monograph*. New York: American Society of Civil Engineers. 1 b. (flere pag.) s.
- SNL. (2012). *rhizosfære*. Kunnskapsforlagets papirleksikon (red.). Store norske leksikon. <http://snl.no/rhizosfære>.
- Sveistrup, T. E. & Njøs, A. (1984). Kornstørrelsesgrupper i mineraljord. Revidert forslag til klassifisering. *Jord og Myr*, 1: 8-15.
- Svenskt Vatten. (2007). Klimatförändringarnas inverkan på allmänna avloppssystem - Underlagsrapport til Klimat- och sårbarhetsutredningen. 48 s.
- Sælthun, N. R. (2001). *TH300 - Hydroteknikk. Hydrologiske modeller*: UiO. 75 s. Upublisert manuskript.
- Tollan, A. (2002). *Vannressurser*. Oslo: Universitetsforl. 227 s.
- United States Department of Agriculture. (2012). *USDA Soil Texture Calculator*: United States Department of Agriculture, Natural resources conservation service. Tilgjengelig fra: <http://soils.usda.gov/technical/aids/investigations/texture/> (lest 14.04.2012).
- VA Miljøblad. (2007). *Regnvannsoverløp: Valg av løsning og utforming*.
- Vadum, E. A. (2011). *Overvannshåndtering i Veumdalen, Fredrikstad*: Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for landskapsplanlegging. 87 s.
- Vasskog, K., Drange, H. & Nesje, A. (2009). Havnivåstigning: Estimer av framtidig havnivåstigning i norske kystkommuner. 33 s.
- Westerlund, C. & Viklander, M. (2006). Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall. *Science of the Total Environment*, 362 (1-3): 143-156.
- Winther, L., Linde, J. J., Jensen, H. T., Mathiasen, L. L. & Johansen, N. B. (2011). *Afløbsteknik*. 6 utg. Lyngby: Polyteknisk Forlag. 752 s.

Ødegaard, H., Rusten, B., Storhaug, R. & Paulsrud, B. (2009). *Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg*. Norsk vann rapport, b. 168, 2009. Hamar: Norsk Vann BA. 57 s.

Øiestad, M. (2012). *Derfor smeltar snøen rundt treet*: yr.no. Tilgjengelig fra: <http://www.yr.no/nyheter/1.8068924> (lest 15.04.2012).

Øverlie, T., Colleuille, H. & Haugen, L. E. (2006). Vann i jord - Simulering av vann- og energibalansen på Værnes markvannsstasjon, Nord-Trøndelag. *Rapport*, 15 - 2006. Oslo: Norges vassdrags- og energidirektorat. 73 s.

8 Vedleggsliste

Vedlegg A: Jordfuktighetsmålinger

Vedlegg B: Beskrivelse av nedbørsimuleringene

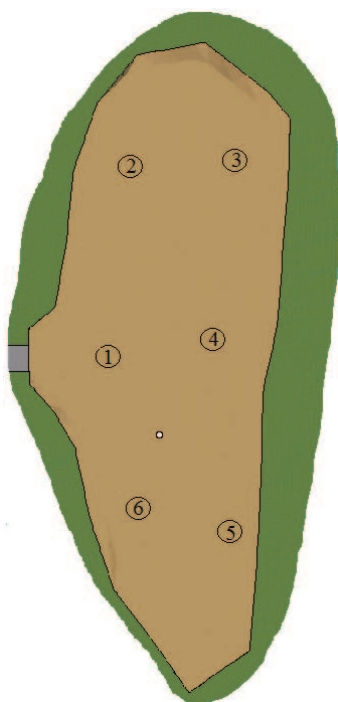
Vedlegg A: Jordfuktighetsmålinger

I forkant, underveis og i etterkant av de syntetiske nedbørsimuleringene, ble det foretatt fuktighetsmålinger i topplaget av regnbedene. Under sommersimuleringene ble det benyttet et instrument med navn Moisture Meter HH2, produsert av Delta-T Devices Ltd. Ved vintersimuleringene, var instrumentet som ble benyttet av typen Vegetronix VH400. I dette vedlegget presenteres imidlertid kun jordfuktighetsresultater fra sommersimuleringene, målt med HH2. Figur A-1 viser jordfuktighetsmåling under feltarbeidet. Resultatene i tabell A-1, tabell A-2 og tabell A-3 må ses i sammenheng med dato og tid for de syntetiske nedbørsimuleringene, gitt i vedlegg B.



Figur A-1. Jordfuktighetsmåling i L34B, 31.08.11. Foto: Bent C. Braskerud

L34B

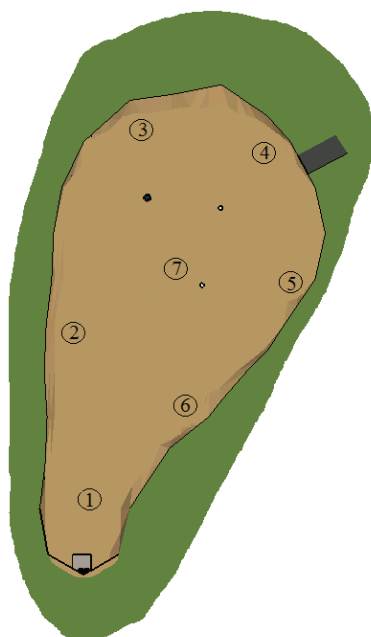


Figur A -2. Målepunkter i L34B.

Tabell A-1. Målt jordfuktighet i L34B 31.08.11

Klokkeslett→		09:09	12:05	12:30	12:50	13:37	13:57	17:05
↓ Målepunkt								
1	%	38,3	46,5	43,1	39	49,1	48,1	41,9
	mV	567	722	660	581	773	753	637
2	%	31,5	44	41,6	35,3	46,5	38,4	37,8
	mV	435	675	632	508	723	569	558
3	%	36,7	52,5	50,3	40,6	48,8	43,6	36,9
	mV	536	835	794	613	766	669	541
4	%	44,5	53,3	46,6	46,6	49,8	44,7	47,2
	mV	685	850	725	726	786	688	736
5	%	39,9	59,4	47,4	43,7	50,1	46,5	43,6
	mV	599	778	740	671	791	724	669
6	%	32,4	43,8	41,6	36,9	47,7	37,8	38,4
	mV	451	672	631	539	746	557	570
Fuktighetssensor (GV)		2,50	2,99	2,79	2,79	2,99	2,96	2,69
Snittverdier (%)		37,2	49,9	45,1	40,4	48,7	43,2	41,0

NB21

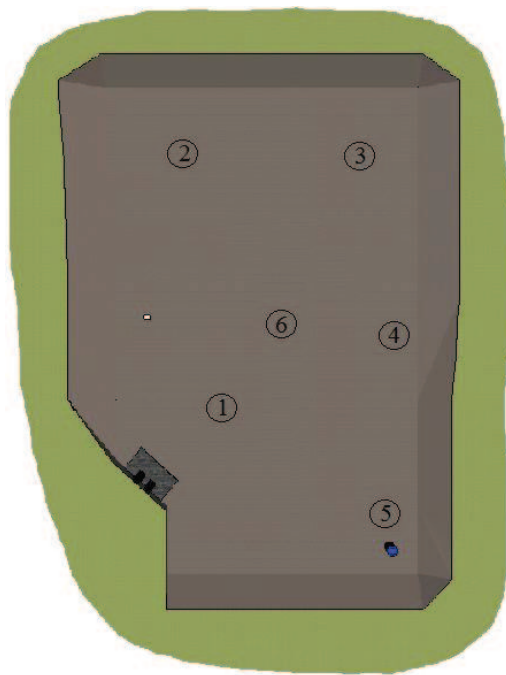


Figur A-3

Tabell A-2. Målt jordfuktighet i NB21 31.08.11 og 01.09.11.

31.08.2011			01.09.2011					
Klokke →	15:14	17:24	07:36	09:46		10:54		
↓ Målepunkt			2 målinger				2 målinger	
1	% 44,6	38,8	41,8	42,9	46,9	37,6	40,6	
	mV 687	578	635	655	731	555	611	
2	% 25,3	40,6	29,6	33,3	37,3	28,3	26,8	
	mV 315	612	397	470	548	372	344	
3	% 27,6	36,8	26,7	36,1	28,2	27,5	33,2	
	mV 359	538	342	523	371	357	468	
4	% 38,1	41,9	38,7	40,5	37,5	36,4	34,1	
	mV 563	637	575	610	552	530	486	
5	% 35	37,2	35,3	41,5	38,3	38,5	34,6	
	mV 503	546	508	629	568	571	495	
6	% 29	46,6	38,9	41,2	37,3	41,7	42,6	
	mV 386	725	580	624	549	633	650	
7	% 32,1	41,5	33,9	42,6	37,6	39	40,1	
	mV 445	629	480	649	554	581	603	
Snittverdier (%)	33,1	40,5	35,0	38,7		35,8		

H8



Figur A -4

Tabell A-3. Målt jordfuktighet i H8 02.09.11

Klokke →	08:36	15:43
↓ Målepunkt		
1		
%	49,3	50,8
mV	775	803
2		
%	46,9	49,2
mV	730	773
3		
%	48,4	48,1
mV	759	754
4		
%	46,7	45,9
mV	728	711
5		
%	40	48
mV	601	752
6		
%	50,4	50,4
mV	797	795
Snittverdier (%)	47,0	48,7

Vedlegg B: Beskrivelse av nedbørsimuleringene

L34B



Figur B-1. Bilder av feltarbeid i L34B. Til venstre: Innløpskasse med 90 grader V-profil for vannføringsmåling. I midten: Vanntilførsel under simulering med syntetisk nedbør, med hjelp fra Jo Egil Klever (ISS Landscaping). Til høyre: Vannføringsmåling i V-overløp. Foto: Bent C. Braskerud

Initialbetingelser, simulering 1

Dato og tid:	31.08.2011 kl. 11:30
Nedbørfeltets antatte størrelse:	88 m ²
Ønsket nedbør:	30 mm på 30 minutter
Vanntemperatur:	12 °C
Ønskelig vannmengde:	2640 liter

Tilført vannmengde inn i regnbedet ble kontrollert ved hjelp av bøtte-tid metoden. På bakgrunn av beskrevet beregningsmetodikk, skulle det ta ca. 6,7 sekunder å fylle én bøtte. Innløpet i regnbedet er som utstyrt med V-profil og trykksensor for vannføringsmåling inn i bedet. Til tross for dette, ble det med jevne mellomrom utført manuelle målinger med bøttemetoden. Vannføringsmåling i V-overløpet ble under simuleringen aldri aktuelt å måle, da tilført vannmengde ikke oversvømte regnbedet.

Initialbetingelser, simulering 2

Dato og tid:	31.08.2011 kl. 13:07
Nedbørfeltets antatte størrelse:	88 m ²
Ønsket nedbør:	16,5 mm på 10 minutter
Vanntemperatur:	12 °C
Ønskelig vannmengde:	1452 liter

Vanntilførselen under simuleringen ble utført på samme måte som foregående gjennomføring, men som følge av kort tid mellom simuleringene, var initialverdien for jordfuktighet høyere. Det skulle ta omlag 4,1 sekunder å fylle én bøtte, for å oppnå ønskelig vannmengde inn i regnbedet. Tilført vannmengde gjorde større utslag enn ved første gjennomføring, og etter omlag fem minutter trådte V-overløpet i kraft. I perioden V-overløpet var i funksjon (omlag 8 og et halvt minutt), ble det gjort avlesninger av vannstanden hvert halve minutt. Målingene ble gjort ved å lese av vannstanden over kanten i bunnen av V-profilen ved hjelp av tommestokk.

NB21, Sommertid



Figur B-2. Feltarbeid i NB21. Til venstre: Måling av dreivannføring i overvannskum. I midten: Resultatskriving fra målinger. Til høyre: Overløpsvannføring i steinsatt V-profil. Foto: Bent C. Braskerud

Initialbetingelser, simulering 3

Dato og tid:	31.08.2011 kl. 15:36
Nedbørfeltets antatte størrelse:	100 m ²
Ønsket nedbør:	30 mm på 30 minutter
Vanntemperatur:	11 °C
Ønskelig vannmengde:	3000 liter

Regnbedet har ingen V-profil og trykksensor ved innløpet. Det ble derfor foretatt hyppigere målinger med bøtte-tid metoden for å redusere usikkerheten knyttet til vannføring inn i regnbedet. Omlag hvert andre minutt ble det tatt to til tre målinger, for videre å beregne gjennomsnittet av disse. Det skulle ta ca. 6 sekunder å fylle én bøtte. Regnbedet er utstyrt

med en drensledning som leder infiltrert vann til en overvannskum plassert ved nærmeste hushjørne. Ved bømte-tid metoden og et tau, ble det med jevne mellomrom gjort vannføringsmålinger i kummen. Etter ca. 12 minutter ble det observert vannføring i drensledningen i kummen. Drensledningen var i funksjon i underkant av fem timer. Den simulerte nedbørepisoden viste seg å ikke være tilstrekkelig for å oversvømme regnbedet, og da tilførselen ble stanset etter en halv time, ble vannstanden målt til 15,5 cm over regnbedets overflate. Ut i fra regnbedets konstruksjon vil V-overløpet tre i kraft ved en vannstand på ca. 20 cm. Vannstandsmålinger ble gjort med tommestokk langs markvannsrøret.

Initialbetingelser, simulering 4

Dato og tid:	01.09.2011 kl. 08:04
Nedbørfeltets antatte størrelse:	100 m ²
Ønsket nedbør:	16,5 mm på 10 minutter
Vanntemperatur:	11°C
Ønskelig vannmengde:	1650 liter

Det skulle ta 3,6 sekunder å fylle én bømte for å oppnå ønskelig vannmengde inn i regnbedet. Noen minutter ut i forsøket viste det seg imidlertid at den tilførte vannmengden ikke ville overskride regnbedets kapasitet. Dette ville ha hindret kartleggingen av regnbedets kapasitet, og det ble derfor besluttet å opprettholde vannføringen slik at oversvømmelse ble oppnådd. Det ble observert vannføring i drensledningen 12 minutter etter simuleringens start. 4minutter etter dette, fikk vannføringen ut av drensledningen en kraftig økning. Dette som følge av at drensoverløpet trådte i kraft. Overløpet var videre aktivt i 12 minutter.. Videre ble det observert vannføring i det steinsatte V-overløpet 18 minutter etter simuleringen startet. Ved hjelp av tommestokk ble vannstanden i overløpsrennen avlest én gang i minuttet. V-overløpet var aktivt i omlag 8 minutter. Vannstanden i regnbedet ble på høyeste målt til 21 cm over regnbedets overflate. Det tok ca. 74 minutter å «tørrlegget» regnbedets overflate. Omlag to og en halv time etter vanntilførselen ble avsluttet, stanset drensvannføringen brått.



Figur B-3. Syntetisk nedbørsimulering ved H8. Til Venstre: Arild Karlsen, Redningsetaten i Gauldal. I midten: Vanntilførsel i regnbed under syntetisk nedbørsimulering med . Til høyre: Frakobling i bend for vannføringsmåling i overløpsledning. Foto: Bent C. Braskerud

Initialbetingelser, simulering 5

Dato og tid:	01.09.2011 kl. 10:04
Nedbørfeltets antatte størrelse:	78,6 m ²
Ønsket nedbør:	30 mm på 30 minutter
Vanntemperatur:	14 °C
Ønskelig vannmengde:	2357 liter

Det var planlagt å kjøre to simuleringer, tilsvarende opplegget i Oslo. På bakgrunn av infiltrasjonsforsøk som ble gjort kvelden i forveien, viste det seg imidlertid at deler av regnbedet hadde svært lav vannledningsevne. Grunnet tidsbegrensninger ble det besluttet å kjøre én simulering. Av praktiske årsaker ble det gjort endringer fra simuleringene i Oslo. Redningsetaten i Gauldal sørget for vanntilførsel med tankbil, og 10 liters bøttene ble byttet ut med en bøtte på 65 liter i håp om større presisjon. Ved å justere dysen på brannslangen, ble det oppnådd relativt jevn vannføring inn i regnbedet. Dette ble bekreftet ved hjelp av bøtte-tid metoden, der i alt fem målinger viste forholdsvis like verdier. For å oppnå ønsket vannmengde inn i regnbedet, skulle det ta ca. 49,6 sekunder å fylle én bøtte på 65 liter. Under simuleringen ble det observert vannføring drensledningen og det vertikalt oppførte overløpet henholdsvis 5 og 16 minutter etter start. For å måle vannføring i drensledningen, måtte ledningen separeres i et bend, i skråningen på nedsiden av regnbedet. Videre ble vannføringen i begge ledningene målt ved bøtte-tid metoden. Da det vertikalt oppførte overløpet trådte i kraft 16 minutter etter start, fikk det raskt en høy vannføring. Hendelsen forklares ved at et påmontert strupedecksel som bygde ytterligere noen cm i høyden, ved et feilgrep ble fjernet. Vannstanden i regnbedet på det høyeste målt til 19,5 cm over regnbedets overflate, 16 minutter etter simuleringens start. Vannspeilet seg på denne høyden i tre minutter, før det begynte å synke. Det tok i overkant to og en halv time før regnbedets overflate var «tørrlagt». Drensledningen var aktiv i overkant av fire og en halv time etter det trådte i kraft. Simuleringen greide aldri å oversvømme regnbedet fullstendig.

NB21, Vintertid

Initialbetingelser, simulering 6

Dato og tid:	17.12.2011 kl. 12:10
Nedbørfeltets antatte størrelse:	100 m ²
Ønsket nedbør:	16,5 mm på 10 minutter
Vanntemperatur	7,5 °C
Ønskelig vannmengde:	1650 liter
Snødybde:	0 cm
Telelag:	3 - 4 cm



Figur B-4. Vintersimulering 17.12.11. Til venstre: Før vanntilførsel. I midten: Vanntilførsel med hjelp fra Jo Egil Klever (ISS Landscaping). Til høyre: Tilstand i regnbedet etter endt simulering. Foto: Bent C. Braskerud

Ønskelig vannmengde ble forsøkt oppnådd ved bøtte-tid metoden. Det skulle ta omlag 3,6 sekunder å fylle én bøtte. Ønsket vannføring ble aldri oppnådd, grunnet et fremmedlegeme i tanken som delvis tettet utløpet. Vannføring i drensledning ble observert i kummen, 13 minutter etter simuleringstart. Etter 21 minutter økte vannføringen grunnet overflatetilførsel i drensoverløpet. Overløpet var aktivt i de neste 19 minuttene. Drensledningen var aktiv i overkant fem og en halv time etter start. Vannføringen i drensledningen var imidlertid jevnt over betraktelig lavere enn ved sommersimuleringene. Regnbedet ble oversvømt etter 26 minutter, og på dette tidspunktet ble også vanntilførselen stanset. V-overløpet var videre aktivt i tre minutter, men med lav vannføring. Vannstanden ble på det høyeste målt til 21 cm, og det tok ca. to timer og tre kvarter før overflaten var «tørrlagt». Det ble observert luftbobler på regnbedets overflate i en halvtime etter endt simulering. Dette kan tyde på at regnbedet ikke var hundre prosent vannmettet før dette tidspunktet.

Initialbetingelser, simulering 7

Dato og tid:	21.02.2012 kl. 13:48
Nedbørfeltets antatte størrelse:	100 m ²
Ønsket nedbør:	16,5 mm på 10 minutter
Vanntemperatur:	1 - 2 °C
Ønskelig vannmengde:	1650 liter
Snødybde:	ca. 18 cm
Telelag:	4,5 - 5,5 cm



Figur B-5. Vintersimulering 21.02.12. Til venstre: Vannføringsmåling med bølge - tid metoden. I midten: Tilførsel av snø for å oppnå riktig vanntemperatur for omstendighetene. Til høyre: Tilstand i regnbed etter simulering. Foto: Bent C. Braskerud

Det skulle ta 3,6 sekunder å fylle én bølge for å oppnå ønskelig tilført vannmengde. Det ble observert vannføring inn i drensoverløpet ni minutter etter start, og minuttet senere ga dette utslag i kummen. Det var aktiv vannføring fra overflaten og inn i drensoverløpet i ca. 33 minutter. Etter dette tidspunktet, tok det åtte minutter før vannføringen ut av drensledning i kummen stanset. Regnbedet ble oversvømt 10 minutter etter simuleringsstart, og vanntilførselen ble stanset to minutter etter dette. Oversvømmelsen ga utslag i V-overløpet, hvor vannføringen ble målt for hvert av de fem minuttene det var i drift. Vannstanden i regnbedet sank i det tidsrom hvor drensoverløpet var aktivt, men så ut til å stanse etter dette, og tyder på lav eller ingen infiltrasjon. Det så ut til at tilført vann smeltet lite av snøen i regnbedet.

