



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2021 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Simulering av avrenning fra grønne tak med magasinerende sjikt

Simulation of runoff from green roofs with water
storage capacity

Ingrid Kristine Ydse

Miljø og naturressurser

Forord

Denne masteroppgaven markerer avslutningen av en 2-åring mastergrad i Miljø og naturressurser ved fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Det har vært fem lærerike år på Ås som har gjort meg rustet til å fullføre denne oppgaven. Interessen for overvann utviklet seg etter sommervikariater i Oslo kommune og det har vært en givende prosess å kombinere kunnskap fra teori og praksis.

Jeg vil rette en spesiell takk til min hovedveileder, Nils-Otto Kitterød, for konstruktive tilbakemeldinger, motiverende ord og oppmuntring gjennom arbeidet. Takk for alle forklaringer med tegninger på tavlen og spennende faglige diskusjoner. Jeg vil takke biveileder Vegard Nilsen for hjelp til planleggingen av forsøkene og medstudent Peter Andreas Bassøe for godt samarbeid i gjennomføringen av forsøkene. Jeg vil takke Ane Sofie Smith Kristiansen og Astrid Torske for korrekturlesing og tilbakemeldinger, og takk til sparringspartner Nora Hua Ly Kok.

Sist, men ikke minst, vil jeg takke mine venner for god avkobling i stressende perioder og mine foreldre for å alltid oppmuntre meg til å gjøre mitt beste. Hjertelig takk til min kjæreste Ellef for din støtte, raushet og påminnelser om at det går bra til slutt.

Myrvoll, Desember 2021

Ingrid Kristine Ydse

Sammendrag

Vann er livsviktig for mennesker. Likevel kan vann i stor hastighet og stor mengde gjøre mye skade, og i verste fall koste liv. Urbanisering og endringer i nedbørsfelt gjør at overvann må tas hensyn til i planleggingen av fremtidens byer. Undergrunnen er en endelig ressurs og muligheten til å bruke tak for å fordrøye og tilbakeholde vann tar overvannshåndteringen til nye høyder. Overordnet er målet med denne oppgaven å sammenligne hvordan ulike modeller simulerer avrenning fra et grønt tak med magasinerende sjikt. Utgangspunktet er en fysisk modell av et grønt tak med magasinerende sjikt på 50 m² med 150 mm finknust LECA (lightweight expanded clay aggregate) og 40 mm sedummatte. Det ble gjennomført forsøk med både stasjonær og ikke-stasjonær strømning. Observasjonene legger grunnlaget for kalibrering av parametere og til sammenligning med simuleringene. Avrenning ble simulert med ikke-stasjonær numerisk modell i en dimensjon (1D) og dybdeintegret i to dimensjoner (2D).

1D ikke-stasjonær numerisk modell simulerer avrenning fra et grønt tak godt. Den gjennomsnittlige absolutte feilen er 0.0011 l/s for et tak på 50 m² og utgjør 2 % av gjennomsnittlig avrenning fra mettet porøst medie. 1D numerisk modell simulerer avrenning med tilsvarende presisjon som Distance Distribution Dynamics (DDD-modellen) hvis Nash-Sutcliffe efficiency og Kling-Gupta efficiency benyttes som valideringskriterier. Utrechnet porevannshastighet fra 1D numerisk modell er imidlertid bedre fysisk fundert. Medianverdien fra 1D numerisk modell var $1.5 \cdot 10^{-4}$ m/s som er omtrent 7 ganger høyere enn DDD-modellen simulerer. Hydraulisk ledningsevne ble estimert til $1.23 \cdot 10^{-3}$ m/s med analytisk løsning for stasjonær strømning i akvifer med hellende bunn. Inversmodellering med analytisk løsning for ikke-stasjonær strømning viser at avrenning er mer sensitiv til endring i mettet hydraulisk ledningsevne enn drenerbar porøsitet.

Målet med grønne tak som overvannstiltak er å forsinke flomtopper og redusere mengden avrenning. Modeller som simulerer den hydrologiske effekten er et verktøy i planleggingen av fremtidens byer. Det konkluderes med at kalibrering av mettet hydraulisk ledningsevne med analytisk løsning og bruk av numerisk modell i en dimensjon er en god måte å simulere avrenning fra et grønt tak med magasinerende sjikt.

Summary

Water is essential for life. Nevertheless, water in high speed and big amount can cause damage, and in worst case cost human life. Urbanization and change in catchment area does that storm water needs to be taken into consideration in planning future cities. The subsoil is a limited resource and the possibility to use roofs as detention and retention of storm water will take storm water management to reach a new high. Primary the aim of this master's thesis is to compare how different models simulates runoff from a green roof with water storage capacity. A physical model of a green roof with water storage capacity in 50 m² with 150 mm crushed LECA (lightweight expanded clay aggregate) and 40 mm sedum. It was accomplished experiments with steady state and transient ground water flow. The observations is the basis for calibration of parameters and to comparison with simulations. Runoff was simulated with transient numerical model in one dimension (1D) and depth integrated in two dimensions (2D).

1D transient numerical model simulates runoff from a green roof in a good way. The mean absolute error is 0.0011 l/s for a roof of 50 m² and form 2 % of mean runoff from saturated porous media. 1D numerical model simulates runoff with correspondingly precision as Distance Distribution Dynamics (DDD-model) if Nash-Sutcliffe efficiency and Kling-Gupta efficiency is used as validation criteria. Calculated pore water velocity from 1D numerical model is however better physically based. The median value was $1.5 \cdot 10^{-4}$ m/s which is 7 times as high as the simulation from the DDD-model. Hydraulic conductivity is estimated to $1.23 \cdot 10^{-3}$ m/s with analytical solution for steady state flow with sloping aquifer. Inverse modelling with analytical solution for transient flow show that runoff is more sensitive for change in saturated hydraulic conductivity than drainable porosity.

The purpose of green roofs as a storm water management strategy is detention and retention of runoff. Models that simulates the hydrological performance of green roofs is a tool in the planning of the future cities. The conclusion is that calibration of saturated hydraulic conductivity with analytical solution and use of numerical model in one dimension is a good way to simulate runoff from a green roof with water storage capacity.

Innhold

Forord	i
Sammendrag	iii
Summary	v
Innhold	vii
Figurer	x
Tabeller	xi
Forkortelser	1
1 Introduksjon	1
1.1 Bakgrunn	1
1.1.1 Vannets kretsløp i naturen	1
1.1.2 Overvann	1
1.1.3 Grønne tak	3
1.2 Hensikt	4
1.3 Litteraturgjennomgang	5
1.3.1 Grønne tak	5
1.3.2 Forskningsinfrastrukturen Bia	6
1.4 Oppbygning og avgrensninger	7
2 Metode	9
2.1 Darcys lov	9
2.2 Massebalanse	10
2.3 Strømningsligningene	10
2.4 Vann i porøse medier	11
2.5 Numerisk modellering i ModelMuse	13
2.6 Enkel analytisk løsning	14
2.7 Analytisk løsning for hellende bunn	15
2.8 Prosedyre for kalibrering	18
2.9 Tilpassninger for sammenligning av modellene	19
2.10 Validering	19

3	Materiale	21
3.1	Forskningsinfrastrukturen Bia	21
3.2	Instrumentering	22
4	Resultater	25
4.1	Forsøkene	25
4.1.1	Stasjonær strømning	25
4.1.2	Resesjonsforsøk	28
4.2	Parameterestimering	32
4.3	Simulering	38
4.3.1	Analytisk løsning	38
4.3.2	1D numerisk modell	38
4.3.3	Dybdeintegrert 2D numerisk modell	40
4.3.4	Sammenligning av resultater	42
5	Diskusjon	45
5.1	Gjennomføring av forsøkene	45
5.1.1	Stasjonær strømning	45
5.1.2	Fylle- og tømmeforsøk	47
5.2	Modellutforming og simulering	48
5.2.1	Estimering av parametere	48
5.2.2	Utforming av modell	48
5.2.3	Numerisk modell: 1D vs. 2D	49
5.2.4	Sammenligning med DDD-modellen	50
5.3	Parameterenes påvirkning på takets ytelse	51
6	Konklusjon	55
6.1	Videre arbeid	56
	Referanser	57
	Vedlegg A Konseptuell modell	59
	Vedlegg B Matlab-funksjoner	61
	Vedlegg C Observasjoner fra forsøk	67

Figurer

2.1	Skisse av tverrsnitt av akvifer med hellende bunn. N [L/T] er nedbør, D [L] er tykkelsen på akviferen, h [L] er høyden på grunnvannstand, i [°] akviferens helning og x [L] er lengden på akviferen. Basert på illustrasjon fra Verhoest og Troch (2000).	15
3.1	Forskningsinfrastrukturen Bia. To grønne tak og referansetaket i midten. Foto: S. Nyborg (Øyre og Trommald, 2018).	21
3.2	Konseptuell modell. Uten målestokk. Illustrasjon: Ingrid Kristine Ydse	22
3.3	Diagonalen på det grønne taket med riktige proposjoner mellom lengde og helning, der x avstand fra sluket i meter. Brun linje representerer det porøse mediet, som også er tegnet med riktige proposjoner. Helningen på taket er 1.432°	22
3.4	Figuren viser taket sett ovenfra der grønne punkter viser plassering av nivåsensorer med avstander fra kantene.	23
4.1	Plassering av dryppslange (svart strek) på taket i foto og som skisse. De grønne prikkene representerer plasseringen av nivåsensorene. Stiplet linje illustrerer fall mot sluk.	26
4.2	Data fra forsøk med stasjonær strømning. Blå linjer viser vannnivå i sensorer og oransje linje viser vannføringen ut av taket. Periodene 29. okt., 4. nov. og 6. nov. viser stabilt vannnivå og vannføring.	26
4.3	Figuren viser sammenhengen mellom vannføring ut av taket (oransje) og nedbør (blå).	27
4.4	Observerte vannhøyde i numererte sensorer ved stasjonær strømning (rød merker) som er plottet i absolutt høyde over sluket.	28
4.5	Propp brukt til tetting av sluket.	28
4.6	Første resesjonsforsøk. Figuren viser hvordan senkningen av vannhøyden i sensorene forløper seg med tiden.	30
4.7	Andre resesjonsforsøk. Figuren viser hvordan senkningen av vannhøyden i sensorene forløper seg med tiden.	30

4.8	Observervert differanse i vannivå i sensorer mellom første og andre forsøk. Økningen i vannivå etter 12 timer i andre forsøk har utslag som negativ differanse. Etter som vannivået i sensorene når bunnen blir differansen også null.	31
4.9	Differanse mellom observervert vannføring fra første og andre forsøk. Vannføringen i andre forsøk er opptil 0.02 l/s høyere enn første forsøk i starten, men differanden er i intervallet -0.003 til +0.003 l/s.	31
4.10	Senkning av grunnvannsspeil langs diagonal. Blå linjer indikerer senkningen for hver time som har gått, der den øverste linjen er ved tiden 0 rett etter at resesjonen har startet. Stiplede linjer er ekstrapolert. Grå linje markerer tykkelsen på det porøse mediet.	32
4.11	Det grønnet taket sett ovenifra. De grønne prikkene viser plasseringen av sensorene og hvordan registrert vannhøyde er projisert inn til diagonalen (rød linje). Avstandsfordelingen langs diagonalen er markert med blå kryss.	33
4.12	Kalibrering av Ks med flat bunntopografi	34
4.13	Kalibrering av Ks med hellende bunntopografi	34
4.14	Plottet viser MAE for analytisk løsning der parameterene hydraulisk ledningevne og drenerbar porøsitet varierer, og er plottet henholdsvis på x-aksen og y-aksen. Fargeskalaen visualiserer MAE, der rødt punkt markerer minimum MAE. Merk at inversmodelleringen er plottet for drenerbar porøsitet som overskrider antatt total porøsitet for å vise alle løsningene som gir lavest MAE.	35
4.15	Figuren viser utregnet logaritmen til porevannshastighet med hensyn på avstand fra sluket (x-aksen).	37
4.16	Figuren viser vannføring ut av det grønnet taket simulert med analytisk løsning.	38
4.17	Resesjon simulert med 1D numerisk modell. Linjene viser senkningen i vannhøyde med hensyn på tid for syv sensorplasseringer på det grønne taket.	39
4.18	Figuren viser absolutte høyder for senkning av vannhøyder med hensyn på tid. Heltrukken linje viser observervert resesjon og stiplede linjer viser simulert resesjon for de syv sensorplasseringene.	40
4.19	Figuren viser absolutte høyder for senkning av vannhøyder med hensyn på tid. Heltrukken linje viser observervert resesjon og stiplede linjer viser simulert resesjon for de syv sensorplasseringene.	41
4.20	Figuren viser taket sett ovenifra med strømningslinjene fra hver celle til takets utløp (nederst til venstre).	42
4.21	Sammenligning av observervert vannføring (blå linje) med simulerte løsninger.	43

Tabeller

2.1	Evalueringskriterier for NSE og KGE	20
4.1	Gjennomsnittlig vannhøyde og vannføring ved stasjonær strømming. Vannhøyde er oppgitt i meter over bunnen av taket, og vannføring i liter/sekund.	27
4.2	Oversikt over estimert hydraulisk ledningsevne (K) for ulike løsninger med tilhørende MAE.	35
4.3	Oversikt over estimert drenerbar porøsitet S_y	36
4.4	Retensjonskapasitet utregnet med ligning 2.9 og feltkapasitet, samt magasinkapasitet utregnet med ligning 2.10 og S_y	36
4.5	Oversikt over valideringskriteriene for de ulike modellene.	37
4.6	Oversikt over valideringskriteriene for numerisk 1D og dybdeintegrert 2D.	44
A.1	Oversikt over parametere i modellen.	59
C.1	Notater og observasjoner fra første resesjonsforsøk 29.09.2020	67
C.2	Notater og observasjoner fra andre resesjonsforsøk 01.10.2020	67
C.3	Notater og observasjoner fra forsøk med stasjonær strømming (23.10.2020 - 07.11.2020)	68

1. Introduksjon

1.1 Bakgrunn

1.1.1 Vannets kretsløp i naturen

Det hydrologiske kretsløpet beskriver veien vannet tar fra havet til atmosfæren, videre ned på jordoverflaten og ut til havet igjen. Vanndamp bringes opp i luften ved for-dampning fra åpne vannflater og transpirasjon fra vegetasjon. Nedbør infiltrerer ned i bakken til grunnvannet. Elvene mates direkte av nedbør, smeltevann fra snø og is, og indirekte fra grunnvannet under bakken. Hydrologi er beskrivelsen av forekomst, be-vegelse og fysiske egenskaper for vann på og under jordas overflate (Hendriks, 2010). Vannets bevegelse kan beskrives i ulike skalaer, fra hvordan vann infiltreres i jord til hvordan vannet beveges i et kontinent (Hendriks, 2010). Felles for beskrivelse av vann i hydrologisk sammenheng er vannbalansen.

Nedbørsfelt er et geografisk område som drenerer til en elv eller vannmagasin. Å forstå de hydrologiske prosessene i nedbørsfeltet er viktig for å overvåke og ta hånd om vann-kvaliteten og vannmengden. Det er i møte med sivilisasjon at vann kan bli et problem for mennesker. Vann i stor hastighet og stor mengde kan potensielt gjøre mye skade på infrastruktur, bygninger og i verste fall koste menneskeliv. I byer bygges det tettere og tettere. Dette fører til en endring i nedbørsfeltet, noe som gjør at de naturlige områdene for infiltrasjon forsvinner. Konsekvensen er at vann renner på overflaten. Vi kaller dette overvann.

1.1.2 Overvann

Overvann kan defineres som regnvann og smeltevann som renner på overflaten i urbane områder. Den tradisjonelle måten å håndtere overvann på er å lede overvannet inn i rør under bakken og føre det til nærmeste åpne vassdrag. Frem til 1990-tallet ble elver lagt i rør i Oslo for å frakte bort forurensset vann og gjøre det enklere å bygge ut (Oslo kommune, 2021). Avstanden til nærmeste åpne vassdrag har dermed økt, noe som gjør at overvannet må transporteres lengere i rør. I noen tilfeller er det felles avløpssystem der

avløpsvann og overvann renner i samme rør. Det kan oppstå problemer om kapasiteten på overvannsnett er liten og tilrenningen er stor. Kjelleroversvømmelser er et eksempel på dette. I områder med separat overvann og spillvann kan det også bli problemer om kapasiteten på ledningsnett overskrides. Overvann kan renne til spillvannsledningene og gjøre at mer vann sendes til renseanleggene. I kummer der både spillvann og overvann går åpent vil det være mulighet for overløp slik at spillvann slippes urensset ut i naturen. Tidligere praksis var å koble dreneringsvann fra tak og grunnmur til avløpssystemet, noe som tilfører ytteligere mengder med overvann. Studier viser at halvparten av vannet som kommer til norske avløpsanlegg er uønsket (Lindholm mfl., 2012).

Overvannshåndtering er nødvendig i byer fordi andelen tette flater øker og risikoen for skader er stor. Eksempler på skader er kjelleroversvømmelser, tilbakeslag av kloakk, erosjon og skader på infrastruktur. Målet med god overvannshåndtering er å fordrøye overvannet ved å holde vannet i området, redusere overvannsavrenningen og unngå at overvannet blir forurenset (Lindholm mfl., 2008). I stedet for å se på overvann som et problem kan det sees på som en ressurs som kan utnyttes i nærmiljøet. De siste årene har det vært mer fokus på lokal overvannsdisponering (LOD). Dette er løsninger som forbraker, forsinker og oppbevarer overvannet, og bidrar dermed til å avlaste overvannsledningene (Lindholm mfl., 2008).

Overvann er et direkte resultat av nedbørshendelsens intensitet og varighet, men avhenger også av hvordan været har vært i perioden før nedbørshendelsen. Etter en periode med mye regn vil infiltrasjonsområdene allerede være mettet med vann, og dermed er infiltrasjonskapasiteten lavere (Hendriks, 2010). Tre-trinnsstrategien er en måte å kategorisere overvannshåndteringen (Lindholm mfl., 2008). Den går ut på at mindre nedbørshendelser fanges opp og infiltreres, store nedbørshendelser forsinkes og fordrøyes og at det sikres trygge flomveier for de ekstreme nedbørshendelsene. Tiltakene for tre-trinnsstrategien må dimensjoneres etter lokale forhold, fordi det vil være variasjon i nedbørsmengde, -intensitet og gjentakintervall.

Håndtering av vann i trinn 1 kan gjøres ved ulike utforminger, eksempelvis gresskledde flater, steinfyllinger, permeabel belegningsstein, regnbed og grønne tak. Felles for disse løsningene er at vannet infiltreres på stedet og har til hensikt å ikke videreføre overvann. Om en nedbørshendelse overskrider det som kan fanges opp av trinn 1 er det fordrøying som er hovedmålet i trinn 2. Dette gjøres for å avlaste avløpsanleggene og vassdrag. Grønne tak, regnbed og steinfyllinger fungerer også som tiltak for trinn 2, sammen med forsenkninger i terrenget, bekker, våtmarksområder og dammer. Tiltakene kategorisert i trinn 3 sikrer åpne flomveier ved ekstreme nedbørshendelser. Åpne flomveier er å lede vannet i vassdrag, åpne rekreasjonsområder og veier slik at det ikke fører til skade på bygninger og mennesker, samt sikrer fremkommelighet for nødetater.

Overvannshåndtering er inkludert i norsk lovverk. Det er fastsatt i byggt teknisk forskrift § 15-8 første ledd at overvann i størst mulig grad skal infiltreres eller på annen måte håndteres lokalt for å sikre vannbalansen i området og unngå overbelastning på avløpsanleggene (Byggt teknisk forskrift, 2017). Vidre fastsetter andre ledd at bortledning av overvann og drensvann skal skje slik at det ikke oppstår oversvømmelse eller andre ulemper ved dimensjonerende regnintensitet. Vannressurslovens § 7 beskriver at utbygging bør skje slik at nedbør får avløp gjennom infiltrasjon i grunnen (Vannressursloven, 2000).

1.1.3 Grønne tak

Tak er med på å øke andelen av tette flater i byer. Bruk av tak til å fordrøye og tilbakeholde nedbør kan være en del av overvannshåndteringen. Grønne tak bidrar til å håndtere overvann med de to prinsippene retensjon og fordrøying (Hamouz mfl., 2018). Retensjon betyr at vannet holdes igjen i taket og dermed blir hindret i å renne av. Ved evapotranspirasjon tapes vannet som blir holdt igjen i taket til atmosfæren, noe som gjør at mengden avrenning reduseres. Fordrøying betyr å forsinke avrenningen, som fører til at flomtoppen kommer senere. Sammenlignet med et ordinært tak vil vannføringen være tregere på et grønt tak fordi vannet strømmer gjennom et porøst materiale istedenfor å strømme fritt.

Betegnelsen grønne tak omfatter tak som helt eller delvis er dekket av vegetasjon. Grønne tak kan deles inn i kategoriene ekstensive, semi-intensive og ekstensive tak (Noreng mfl., 2012). Ekstensive grønne tak har ofte et tynt vegetasjonsdekke og er mindre omfattende enn intensive grønne tak som ofte har dypere jordlag, busker og gjerne også oppholdssteder for mennesker (Noreng mfl., 2012). Semi-intensive tak er en mellomting mellom ekstensive og intensive tak, og har som oftest et tykkere vekstlag enn ekstensive tak, men ikke like omfattende som intensive (Noreng mfl., 2012). Det kan anlegges grønne tak på eksisterende tak såfremt de er dimensjonert til å tåle den ekstra vekten av både vegetasjonsdekket, substrat og vannet som lagres i taket (Lindholm mfl., 2008). Det utformes grønne tak med blant annet filtermatter, sette kasser, knust murstein og LECA som magsinerende sjikt.

Yteevnen til et grønt tak avhenger de hydrologiske parameterene til taket og hvordan disse påvirkes av omgivelsene. Det porøse mediet har en jordfysisk karakteristikk som inkluderer fordeling av partikkelstørrelse, partikkelform og porestørrelse (De-Ville mfl., 2017). Disse egenskapene virker inn på effektiv porøsitet, hydraulisk ledningsevne og magasinkapasitet. Fordrøying på grønne tak avhenger av porøsitet og hydraulisk ledningsevne, da disse definerer transporten til vannet gjennom det porøse mediet. Tilbakeholdelsen er relatert til fordelingen av pore- og partikkelstørrelse da det har betydning

for hvor mye vann som kan holdes igjen i substratet. For å unngå overflateavrenning må infiltrasjonsskapasiteten på det grønne taket være større enn nedbørsintensiteten. Infiltrasjonsskapasiteten avhenger av porøsitet og vannmetning. Det vil si at for et porøst medium som har høy porøsitet, men høy vannmetning vil det være fare for overflateavrenning.

Det vil bli viktig i tiden som kommer å håndtere overvann åpent og lokalt. Grønne tak er en måte å gjøre dette på. Modellering er et verktøy i planleggingen av en voksende by som skal rustes for økende mengder overvann. Kalibrering av parametere vil gjøre en generell modell mer tilpasset situasjonen som skal simuleres. Validering av en modell med observasjoner styrker modellen og gjør at man kan si noe om hvor godt modellen simulerer virkeligheten. Ved planlegging av grønne tak og andre overvannstiltak er kunnskap om hvordan utforming og oppbygning påvirker ønsket effekt, nemlig å tilbakeholde og fordrøye avrenning.

1.2 Hensikt

Arbeidet med denne oppgaven tar utgangspunkt i forsøk som ble gjort på en fysisk modell av et grønt tak. For å kunne gjøre modelleringer var det viktig med gode resultater fra forsøkene. Første delmål var derfor å få til en god gjennomføring av de planlagte forsøkene. Å simulere en hendelse som har skjedd i virkeligheten kan gjøres med både mange og få ligninger. Ved å sammenligne ulike modeller som simulerer samme hendelse var målet å se hvor nærmere modellen kommer virkeligheten ved å gjøre den mer kompleks. Det tar tid å lage mer sammensatte modeller og det er derfor et ønske å se hvor godt enklere modeller gjengir virkeligheten sammenlignet med mer komplekse modeller. I denne oppgaven sammenlignes numerisk grunnvannsmodell i en dimensjon med dybdeintegret numerisk grunnvannsmodell i to dimensjoner. Det var også et mål å sammenligne resultatene fra numerisk modell med resultatene fra Distance Distribution Dynamics modellen (DDD-modellen) fra masteroppgavene til Viker-Walsøe og Valle (2020) og Bassøe (2020). For å styrke modelleringen av en virkelig hendelse er det en fordel å kalibrere modellen opp mot målinger som er gjort. Å estimere de hydrologiske parameterene hydraulisk ledningsevne og drenerbar porøsitet var et mål for å kunne sammenligne med tidligere estimater, samt til bruk i modelleringen.

I de innledende fasene av planleggingen av masteroppgaven var det et ønske å se nærmere på hvordan utformingen av taket kunne forbedres for å øke ytelsen. For å begrense omfanget av oppgaven ble det besluttet å ikke lage nye potensielle utforminger av et grønt tak, men heller studere de hydrologiske karakteristikkenes til det grønne taket. Til slutt sees det nærmere på hvilken innvirkning egenskapene til grønne tak har på si for evnen til å fordrøye og tilbakeholde regnvann. De estimerte parameterne blir drøftet når

det gjelder dette punktet.

Oppsummert er hovedproblemstillingen til denne oppgaven å sammenligne hvordan ulike modeller simulerer avrenning fra et grønt tak, med fokus på om en mer kompleks modell gir bedre simuleringer. For å få til dette var målet å gjennomføre forsøk med stasjonær og ikke-stasjonær strømming, samt å kalibrere hydraulisk ledningsevne og drenerbar porøsitet. Videre var et av målene å sammenligne simuleringene med tidligere resultater fra DDD-modellen. Avslutningsvis var målet å belyse hvordan hydraulisk ledningsevne og drenerbar porøsitet påvirker det grønne takets evne til å tilbakeholde og fordrøye overvann.

1.3 Litteraturgjennomgang

Det blir i dette delkapittelet gjennomgått tidligere forskning. Først presenteres forskningen som er gjort på grønne tak, og deretter sees det nærmere på forskningen som er gjort på de grønne takene ved forskningsinfrastrukturen som er lokalisert ved Planteskolen NMBU på Ås.

1.3.1 Grønne tak

Det har i de senere årene blitt forsket mye på grønne tak, med en stor variasjon i innfalsvinkel. Det er godt dokumentert at grønne tak fordrøyer avrenning sammenlignet med svarte referansetak. Det er derimot endel spredning i hvor god den hydrologiske yteevnen er. I en samlestudie som kombinerte laboratoriestudier og feltforsøk fant Li og Babcock Jr (2014) redusert avrenningsvolum med 30 til 86 % og redusert spissavrenning med 22 til 93 %. Det poengteres også at den hydrologiske effekten er avhenger av takdesignet og derfor kan være vanskelig å predikere. VanWoert mfl. (2005) studerte effekten av helning, substratdybde og overflate (vegetasjon/ikke vegetasjon). Funnene viser at tak med vegetasjon hadde retensjon på 82.8 % sammenlignet med grus på 48.8 %. Videre ble kombinasjoner av helning på 2 og 6.5 % og substratdybde på 2.5, 4 og 6 cm undersøkt. Av disse kombinasjonene var det 2 % helning og 4 cm substratdybde som hadde høyest gjennomsnittlig retensjon, men det poengteres at forskjellen fra de andre kombinasjonene var minimal.

Som flere studier viser har det en positiv effekt for å øke retensjonen å ha et vegetasjonsdekke over det porøse mediet (Hamouz mfl., 2018; VanWoert mfl., 2005; Zhang mfl., 2019). Dette forklares med at plantenes vannopptak gjør at det porøse mediet tømmes for vann og dermed gjøres klart til en ny nedbørshendelse. Zhang mfl. (2019) undersøkte innvirkningen ulike arter av vegetasjon har på retensjon. Resultatene viste at for mindre nedbørshendelser var det ikke stor forskjell på de ulike artene og uplantet overflate.

Ved store nedbørshendelser fant Zhang mfl. (2019) at det for enkelte arter var lavere retensjon enn for uplantet overlate og for arter med lavt vannforbrukt. Dette forklares med at enkelte arter kan ha høyt vannforbruk, og dermed gjør evapotranspirasjon at vann tapes fra taket, men at et stort rotsystem gjør at maksimum magasinkapasitet reduseres som følge av at nye strømningsveier dannes i substratet. Som følge av dette anbefales det å velge vegetasjonsart etter hvordan den påvirker magasinkapasitet heller enn hvor mye vann arten forbruker (Zhang mfl., 2019).

Klimatiske forhold har betydning for nedbørsmønster og evapotranspirasjon, og yteevnen til grønne tak avhenger av det lokale klimaet. Det er gjort mindre forskning på grønne tak i kalde og våte områder, i følge Johannessen mfl. (2017). Ved å sammenligne ulike lokasjoner i Nord-Europa, med forskjeller i årlig nedbørsmengde og temperatur, ble det funnet at de tørreste og varmeste lokasjonene hadde høyest prosentvis retensjon av årlig nedbørsmengde (58 % mot 17 % på det laveste) (Johannessen mfl., 2017). Funnene viser også at retensjonen var mer sensitiv til plantenes vannforbruk enn til magasinkapasiteten, noe som betyr at evapotranspirasjon er en begrensende faktor for retensjon. I artikkelen argumenteres det med at ved å velge plantearter som har et større vannforbrukt vil det være fare for visning, og at det heller bør sees på å øke dybde på substratet (Johannessen mfl., 2017).

De-Ville mfl. (2017) undersøkte hvordan aldring påvirker karakteristikken til det porøse mediet og hydrologisk yteevne. For et grønt tak med LECA som magasinerende sjikt ble det funnet at det var en signifikant økning i maksimum retensjonskapasitet på 7 %. Dette er som følge av en økning i porer med liten størrelse. Det poengteres at denne økningen er i størrelsesorden mindre enn sesongvariasjonen i evotranspirasjon. Det vil altså si at sesongvariasjonen i evapotranspirasjonen er av større betydning for hydrologisk yteevne enn økningen i retensjonskapasiteten (De-Ville mfl., 2017).

Hamouz mfl. (2018) studerte den hydrologiske effekten av LECA-baserte tak uten vegetasjon i kaldt klima. Funnene viser at LECA-basert tak uten vegetasjon har dårligere retensjonskapasitet enn for typiske grønne tak. Det poengteres at dette skyldes at vann tapes til atmosfæren ved evapotranspirasjon, og uten vegetasjonsdekke vil tapet kun skje ved fordampning. Funnene viser likevel at LECA-baserte tak uten vegetasjon har bedre fordrøyning sammenlignet med et svart tak.

1.3.2 Forskningsinfrastrukturen Bia

Det har i de siste årene blitt skrevet flere masteroppgaver ved NMBU som tar utgangspunkt i de grønne takene i forskningsinfrastrukturen lokalisert ved Planteskolen på NMBU. Det startet i 2018 da takene ble etablert av Øyre og Trommald (2018) og fikk navnet Bia. Masteroppgaven deres gikk ut på å prosjektere og produsere de grøn-

ne takene, samt referansetaket. Øyre og Trommald (2018) beregnet maksimal fordrøyd vannmengde til å være 4.9 m^3 og forskjell i spissavrenningen på 1.07 l/s mellom det grønne taket og referansetaket. Ueland (2018) undersøkte effekten av de grønne takene med data fra de første seks månedene etter etableringen. Funnene viser at totalavrenningen ble redusert med 41 % for hele måleperioden. Det poengteres at effekten er best i sommermånedene, og at i oktober var det liten forskjell i avrenning fra de grønne takene og referansetaket. Fordal (2018) studerte også effekten av de grønne takene. Resultatene viste at totalavrenningen ble redusert med i overkant av 50 %. Det ble i masteroppgaven til Fordal (2018) brukt nesten samme periode for datainnsamling som Ueland (2018), men data for november var ikke inkludert. Forskjellen i redusert totalavrenning skyldes muligens denne forskjellen. Fordal (2018) modellerte også avrenning ved bruk av modellen EPA SWMM 5.1, men det beskrives at modellen brukt i oppgaven fungerte dårlig til å predikere avrenning. Viker-Walsøe og Valle (2020) studerte avrenningen fra de grønne takene ved å modellere avrenning med DDD-modellen. Resultatene viser at modellen treffer godt på avrenningstopp og resesjonskurve, men det trekkes frem at det er knyttet usikkerhet til mulig overestimering av evapotranspirasjon og underestimering av magasinkapasitet. Forsøkene i masteroppgaven til Bassøe (2020) ble gjennomført i samarbeid med undertegnede. Bassøe (2020) brukte observasjonene fra resesjonsforsøk til å kalibrere DDD-modellen, for deretter å simulere avrenning med den kalibrerte modellen. Funnene viser at modellen oppnår tilfredsstillende resultater ved validering mot et utvalg naturlige nedbørshendelser, men at dette alene ikke kan føre til en konklusjon om at parameterene er optimalisert.

1.4 Oppbygning og avgrensninger

Metodekapittelet består av den teoretiske bakgrunnen og hvilke ligninger som ligger bak beregningene. Beskrivelse av de grønne takene i forskningsinfrastrukturen Bia er presentert i et eget kapittel. Resultatene består av funnene fra forsøkene, parameterestimeringene og simuleringene. Videre sammenlignes simuleringene med observasjonene fra forsøket. I diskusjonen sammenlignes resultatene med funnene til Bassøe (2020) der DDD-modellen ble brukt.

Den fysiske modellen av det grønne taket kan sees på som en akvifer der man kjenner grensebetingelsene og dermed har god kontroll på de ytre faktorene. For å svare på problemstillingene ble det gjennomført forsøk med både stasjonær og ikke-stasjonær strømming. Dette har til hensikt å ha observasjoner som simuleringene kan sammenlignes med, og til bruk ved estimering av parametere. I ModelMuse, et program for numerisk grunnvannsmodellering, ble det laget en 1D-modell og en dybdeintegret 2D-modell. Det ble også brukt en analytisk løsning av Darcys lov kombinert med massebalanse for

hellende akviferer til simulering av vannføring ut av akviferen. Betegnelsen hydraulisk ledningsevne omfatter både mettet og umettet strømming. I denne oppgaven er det kun mettet hydraulisk ledningsevne som er inkludert, og med mindre annet er spesifisert betegner hydraulisk ledningsevne i denne oppgaven mettet hydraulisk ledningsevne.

2. Metode

Dette kapittelet beskriver metoden for å utføre kalibrering og simulering. Først gjennomgås ligningene som ligger bak utregningene og det blir vist hvordan disse brukes. Darcys lov kombinert med massebalanse er grunnlaget for kalibrering av hydraulisk ledningsevne og analytisk simulering av det grønne taket. Videre beskrives den numeriske modellen og hvordan kalibrering av hydraulisk ledningsevne er gjennomført, samt estimering av drenerbar porøsitet, magasinkapasitet og porevannshastighet. Til slutt gjennomgås metode for validering av modellene.

2.1 Darcys lov

Henry Darcy (1803 - 1858) gjorde de første systematiske studiene av vannstrømning gjennom et porøst medium på midten av 1800-tallet (Fetter, 2001). Vannstrømning gjennom et porøst medium kan beskrives ved bruk av Darcys lov:

$$Q = -KA \frac{dh}{dx} \quad (2.1)$$

der Q [L^3/T] er vannføring, K [L/T] er mettet hydraulisk ledningsevne, A [L^2] er gjennomstrømningsareal og $\frac{dh}{dx}$ $[-]$ er hydraulisk gradient. Det negative fortegnet indikerer at strømmingen går i retning av minkende hydraulisk trykkehøyde. Når $h_1 > h_2$ vil vannet strømme fra x_1 til x_2 .

Til forskjell fra en lukket akvifer vil det i en åpen akvifer være grunnvannsspeilet som definerer øvre grense for mettet strømning. For lukkede akviferer betegner h hydraulisk trykkehøyde, da en overliggende akvitard gjør at trykkehøyden til vannet er høyere enn akviferens topp. For åpne akviferer er det mer beskrivende å omtale h som vannhøyde, da hydraulisk trykkehøyde er lik som akviferens tykkelse. Den mettede tykkelsen på en åpen akvifer kan endres med tiden om strømmingen ikke er stasjonær. Det vil gjøre at transmissiviten endres (akviferens evne til å overføre vann), som er et produkt av mettet hydraulisk ledningsevne (K) og mettet tykkelse på akviferen (h). Darcys lov for en åpen akvifer er som følger:

$$Q' = -Kh \frac{dh}{dx} \quad (2.2)$$

der Q' [L^2/T] er vannføring i retning av x .

2.2 Massebalanse

Prinsippet om massebalanse konstaterer at for et lukket system må massen forbli konstant over tid, med mindre masse tilføres eller tas ut av systemet. Ligning 2.3 under beskriver massebalanse i en akvifer:

$$Q_{inn} - Q_{ut} = \frac{\Delta S}{\Delta t} \quad (2.3)$$

der Q_{inn} og Q_{ut} er totalt volum av vann som henholdsvis tilføres eller forlater systemet per tid. ΔS er endring i lagring over Δt som er endring i tid.

Stasjonær grunnvannsstrømning vil si at det ikke skjer en endring i lagring. Mengden vann som forlater systemet er den samme som den som blir tilført. Ved stasjonær strømning kan man si at $Q_{inn} = Q_{ut}$ og at $dh/dt = 0$. Det vil si at vannføringen inn i systemet er lik den som går ut, og at grunnvannspeilet (h) ikke endres over tid. Ved ikke-stasjonær strømning skjer det en endring i lagring, enten ved at akviferen tappes eller fylles med vann.

For en situasjon der akviferen blir tilført nedbør vil massebalansen bli følgende:

$$Q' = Nx \quad (2.4)$$

der Q' [L^2/T] er vannføring i retning av x , N [L/T] er nedbør og x [L] er horisontal lengde på akviferen.

2.3 Strømningsligningene

Mettet strøm i porøse medier styres av fysiske lover og kan beskrives med differensialligninger (Fetter, 2001). Siden strømning er en funksjon av flere variabler er den vanligvis beskrevet med partielle differensialligninger der de romlige variablene x , y og z og tiden t er uavhengige variabler (Fetter, 2001). Et tredimensjonalt felt kan beskrives med ligning basert på prinsippene i Darcys lov og massebalanse (Schwartz og Zhang, 2002):

$$\frac{\partial}{\partial x}(K_x \frac{\partial h}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(K_y \frac{\partial h}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z}(K_z \frac{\partial h}{\partial z}) = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.5)$$

der $K_{x,y,z}$ [L/T] er hydraulisk ledningsevne i retning x, y og z, S [–] er magasinkoeffisient (storativity), h [L] er hydraulisk trykkehøyde og t [T] er tiden.

Ligning 2.5 tilsvareer ligningen for mettet grunnvannsstrømning og blir derfor kalt grunnvannsligningen i det følgende. Den kan modifiseres for å tilpasses ulike betingelser. Eksempler på dette er stasjonær strømning ($dh/dt = 0$), isotropisk medium ($K_x = K_y = K_z$) eller homogent medium ($K_{x,y,z} = \text{konstant}$). Differensialligningen for strømning i en åpen, isotropisk og homogen akvifer er som følger:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{(x,y)} h \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{(x,y)} h \frac{\partial h}{\partial y} \right) = S_y \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.6)$$

der $K_{(x,y)}$ [L/T] er gjennomsnittlig hydraulisk ledningsevne, S_y [–] er drenerbar porøsitet og h [L] er hydraulisk trykkehøyde. Ligning 2.6 gjelder bare for situasjoner der den vertikale grunnvannsgradienten er veldig liten.

2.4 Vann i porøse medier

Porøse medier har evnen til å lagre vann fordi de består av både fast materiale og porer. Om alle porene er fylt med vann er det totale porevolumet vannmettet. Andelen av totalvolumet som dreneres ved tyngdekraften er betegnet som drenerbar porøsitet. Magasinkoeffisienten (S) i en akvifer er definert som vannvolumet som en akvifer lagrer eller drenerer per enhet overflateareal per enhet endring i hydraulisk trykkehøyde. Magasinkoeffisienten består av spesifikk lagring (S_s) og drenerbart porevolum (S_y). Spesifikk lagring er mengden vann som en akvifer drenerer per enhet volum per enhet endring i hydraulisk trykkehøyde, samtidig som det er fullt vannmettet. Siden det er stor forskjell i størrelsesorden mellom drenerbart porevolum (0.1 - 0.3) og spesifikk lagring ($10^{-3} - 10^{-5}$) er det drenerbart porevolum som er dominerende når det gjelder lagring i en åpen akvifer (Schwartz og Zhang, 2002). Et annet viktig begrep for vann i porøse medier er vanninnhold ved feltkapasitet. Andelen av vannvolumet som holdes igjen i porene etter drenering betegnes som vanninnholdet ved feltkapasitet.

Kornstørrelse og jordstruktur er fysiske egenskaper som bestemmer drenerbar porøsitet og vanninnhold ved feltkapasitet. Vann holdes igjen i porer og på partikkeloverflaten med kapillærkreftene adhesjon og kohesjon. Drenerbar porøsitet og feltkapasitet kan måles direkte med jordprøver på en jordfysisk-lab der man måler vanninnholdet ved ulike undertrykk. I denne oppgaven ble drenerbar porøsitet estimert på to indirekte

måter. Ved bruk av analytisk løsning for ikke-stasjonær utstrømning av en akvifer (lign. 2.27) ble drenerbar porøsitet og hydraulisk ledningsevne estimert i samme analyse, se prosedyre for kalibrering (delkap. 2.8). Drenerbar porøsitet ble også estimert ved å finne totalvolumet av vann som ble drenert fra taket, og dele det på totalvolumet av det porøse mediet (lign. 2.7). Totalvolumet av det grønne taket ble hentet fra masteroppgaven til Øyre og Trommald (2018) der det oppgis at det er brukt 7.96 m³ knust LECA. Ved hjelp av følgende formel ble drenerbar porøsitet S_y estimert:

$$S_y = \frac{V_{\text{drenerbart volum}}}{V_{\text{totalvolum}}} \quad (2.7)$$

Summen av drenerbar porøsitet og feltkapasitet, som også kan kalles spesifikk retensjon (S_r), utgjør total porøsitet (Schwartz og Zhang, 2002):

$$n = S_y + S_r \quad (2.8)$$

Det grønne takets retensjonskapasitet avhenger av feltkapasitet og aktuelt vanninnhold, samt totalvolumet og arealet til taket. I denne oppgaven er det antatt at taket var helt tørt ved beregning av retensjonskapasitet, da det ikke ble målt fuktighet i taket. Nedbørsmengden som taket kan holde tilbake beregnes på følgende måte, ved bruk av totalvolum av LECA på 7.96 m³ (Øyre og Trommald, 2018) og takets areal på 50 m²:

$$\text{Retensjonskapasitet} = \frac{V_{\text{totalvolum}} * S_r}{\text{Areal av taket}} \quad (2.9)$$

I denne oppgaven blir det sett nærmere på retensjonskapasitet for å kunne si noe om evnen det grønne taket har til å holde igjen vann og dermed redusere mengden avrenning. I masteroppgavene til Viker-Walsøe og Valle (2020) og Bassøe (2020) blir magasinkapasitet beregnet. Dette forklares som mengden vann som kan magasineres i taket, men som vil være tilgjengelig for avrenning ettersom taket dreneres. Følgende ligning brukes for å estimere magasinkapasitet, til sammenligning med tidligere studier:

$$\text{Magasinkapasitet} = \frac{V_{\text{totalvolum}} * S_y}{\text{Areal av taket}} \quad (2.10)$$

Ved strømning i porøse medier er det den effektive porøsiteten som bestemmer andelen av totalvolumet som vannet kan strømme i. I naturlige akviferer og jordprofiler er jordmonnutvikling at jordstruktur utvikles med aggregatdannelse og rotutvikling. Dette gjør at det kan dannes porer som ikke deltar i vanntransport. Hastigheten til vannet som strømmer i porene er porevannshastighet. Spesifikk vannføring, $Q'(t)$, som også

har benevnningen L/T er ikke en hastighet, men er en volumfluks over en tidsperiode per areal og kan derfor også ha benevnningen L^3/T per L^2 . Ved å dele den spesifikke vannføringen på effektiv porøsitet vil man finne farten til vannet i porene. Det antas i denne oppgaven at effektiv porøsitet er det samme som drenerbar porøsitet. Det ble ikke gjort estimat på effektiv porøsitet, og det er derfor knyttet usikkerhet til antagelsen. Utregning av porevannshastigheten blir som følger:

$$v(t) = \frac{Q'(t)}{S_y} \quad (2.11)$$

der $v(t)$ $[L/T]$ er porevannshastigheten, $Q'(t)$ $[L^3/T]$ er den spesifikke vannføringen og S_y $[-]$ er drenerbart porevolum.

2.5 Numerisk modellering i ModelMuse

Numerisk modellering av grunnvannsstrømning er utført i ModelMuse. ModelMuse er et grafisk brukergrensesnitt for ulike versjoner av modellen Modflow utviklet av U.S. Geological Survey. Til denne oppgaven ble ModelMuse brukt med Modflow 2005 som beregner grunnvannsstrømning numerisk ved å løse partielle differensialligninger (Harbaugh, 2005). Ligning 2.12 under er basert på den generelle grunnvannsligningen som er presentert tidligere (lign. 2.5) og er utgangspunktet for beregningene i Modflow 2005 (Harbaugh, 2005). Til forskjell er vannføring per volum (w) og spesifikk lagring i det porøse mediet (S_s) inkludert. S_s er mengden vann som en akvifer drenerer per enhet volum per enhet endring i hydraulisk trykkehøyde, samtidig som det er fullt vannmettet.

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) - w = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.12)$$

der w $[T^{-1}]$ er volumetrisk vanntilstrømning per enhetsvolum som representerer en tilførsel eller reduksjon av lagret vannmengde og S_s $[L^{-1}]$ er spesifikk lagring i det porøse mediet.

Modellområdet deles inn i et nett av celler. Fysiske egenskaper som hydraulisk lednings-
evne, porøsitet og drenerbart porevolum settes for cellene. I tillegg defineres initialbetin-
gelser slik som grunnvannsnivå ved start og grensebetingelser slik som grunnvannsnivå
ved utløp, samt størrelse på modellen. Programmet løser differensial-ligningene ved hjelp
av metoden 'finite difference' for hver celle ut i fra betingelsene som er satt for den cellen.

Formålet med modelleringen er å sammenligne hvordan simulert drenering av det grønne
taket skjer sammenlignet med det som skjer i virkeligheten. Det ble til denne oppgaven

laget både en 1D-modell og en dybdeintegrert 2D-modell for å kunne sammenligne resultatene. Før modelleringen i ModelMuse startet ble det laget en konseptuell modell der alle tilgjengelige parametre ble ført opp i en oversikt (vedlegg A) og utformingen av taket illustrert (fig. 3.2). Dette ble gjort for å ha en god oversikt over hva som må med i modellen før prosjektets start. Det ble valgt å lage en 1D-modell først. Dette begrunnes med at det vil være lettere å oppdage feil i modellen når den er mindre omfattende og kompleks. 1D-modellen simulerer den diagonale linjen fra sluket til motsatt hjørne. Dette er en tilnærming av strømningslinjene, da strømningslinjene trolig har en mer buet form. Diagonalen ble valgt som en forenkling av dette. Videre ble det også utviklet en dybdeintegrert 2D-modell som representerer hele det grønne taket. Den dybdeintegrerte 2D-modellen kan til forveksling se ut som en 3D-modell, men siden det kun er ett lag med celler i høyden skjer det kun utregning i to dimensjoner.

Resultater fra 1D-modellen, som er brukt i denne oppgaven, består av vannføring ut av modellen og nivådata for hver celle per tidssteg. Det ble utviklet en 2D-modell som korrekt gjengir geometrien til det grønne taket. Det var problemer med å få denne modellen til å dreneres, og det ble derfor besluttet å lage en 2D-modell der bunntopografien er plassert 1 meter under toppen av akviferen. Det førte til at vannbalasen ikke var sammenlignbar med observert vannføring, og det ble gjort utregninger av vannføringen basert på senkningen av grunnvannsspeilet. Fra simuleringen med 2D-modellen er det derfor bare nivådata som er benyttet.

2.6 Enkel analytisk løsning

Ved å kombinere massebalansen i et system med Darcys lov kan man regne ut høyden til grunnvannsspeilet i en rett linje mellom to åpne kanaler. I en situasjon med stasjonær strømning vil Q være konstant og grunnvannsspeilet i en åpen akvifer kan beskrives på følgende måte (Hendriks, 2010):

$$Nx = -Kh \frac{dh}{dx} \quad (2.13)$$

Uttrykket $h \frac{dh}{dx}$ kan med god tilnærming lineariseres, det vil si:

$$h \frac{dh}{dx} \approx \frac{1}{2} \frac{dh^2}{dx} \quad (2.14)$$

Setter vi dette inn i 2.13 får vi:

$$Nx = -K \left(\frac{1}{2} \frac{dh^2}{dx} \right) \quad (2.15)$$

Som integrert over dh^2 og dx gir:

$$h^2 = -\frac{N}{K}x^2 + C \quad (2.16)$$

Ved å sette inn grensebetingelsene $x = L$ og $h = h_1$ beskrives grunnvannsspeilet slik:

$$h^2 = \frac{N}{K} * (L^2 - x^2) + h_1^2 \quad (2.17)$$

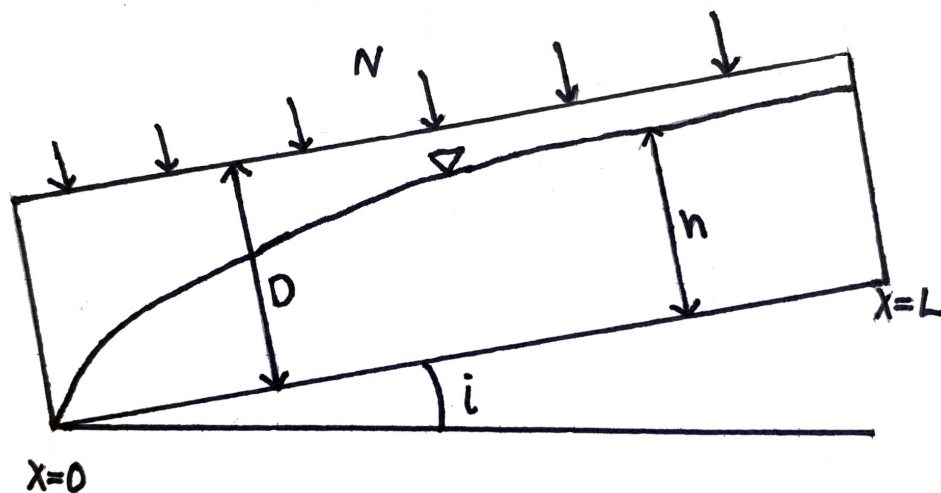
Ligning 2.17 ble brukt til kalibreringen av hydraulisk ledningsevne og ble implementert i Matlab. Prosedyre for kalibreringen er beskrevet i delkapittel 2.8.

2.7 Analytisk løsning for hellende bunn

Teorien for grunnvannstrømning i en åpen akvifer med hellende bunn er basert på Darcys lov slik den ble formulert av Boussinesq i 1877 (Verhoest og Troch, 2000):

$$Q' = -Kh \left(\frac{\partial h}{\partial x} \cos(i) + \sin(i) \right) \quad (2.18)$$

der i [°] er vinkelen på hellningen.



Figur 2.1: Skisse av tverrsnitt av akvifer med hellende bunn. N [L/T] er nedbør, D [L] er tykkelsen på akviferen, h [L] er høyden på grunnvannstand, i [°] akviferens helning og x [L] er lengden på akviferen. Basert på illustrasjon fra Verhoest og Troch (2000).

For alle de nevnte versjonene av Darcys lov antas det at den hydrauliske gradienten er lik som helningen på grunnvannsspeilet, samt at for små gradienter av grunnvannsspeilet er vannstrømningen horisontal og ekvipotensialet vertikalt, som betyr at hydraulisk trykkehøyde er konstant vertikalt. Dette er kjent som Dupuit-Forchheimerantagelsene etter Arsene J.E.J Dupuit (1804-1866) og Philipp Forchheimer (1852-1933) (Hendriks, 2010). Det antas at det ikke er romlig variasjon i effektiv porøsitet eller helningsgrad, samt at det porøse mediet er isotropisk (hydraulisk ledningsevne er lik i alle retninger).

Prinsippet om massebalanse kan kombineres med Darcys lov som er tilpasset en hellende bunn på akviferen. Dette er kjent som Boussinesq-ligningen (Verhoest og Troch, 2000):

$$\frac{\partial h}{\partial t} = \frac{K}{S_y} \left(\cos(i) \frac{\partial}{\partial x} \left(h \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \sin(i) \frac{\partial h}{\partial x} \right) \quad (2.19)$$

der t [T] er tid og S_y [-] er drenerbar porøsitet. Boussinesq-ligningen er en partiell differensialligning og beskriver endringen i h med hensyn på tid og avstand. Verhoest og Troch (2000) viser i sin artikkel hvordan ligningen (2.19) kan løses analytisk gjennom å linearisere, og bruke både laplace transformering og invers laplace transformering. Utledningen av dette er beskrevet i sin helhet i artikkelen til Verhoest og Troch. Resultatet av utledningen er som følger:

$$\begin{aligned} h = & \frac{N(1 - e^{2ax} + 2a((e^{2ax} - 1)L + x))}{4a^2 S_y k} \\ & - \sum_{n=1}^{\infty} \left[2z_n (S_y k (D - \bar{z})(z_n^2 + (aL)^2) - L^2 N) \right. \\ & \quad \left. * \sin\left(\frac{z_n x}{L}\right) (e^{aL} - 2\cos(z_n)) * e^{y_n * t - a(L-x)} \right] \\ & * \left(S_y K (z_n^2 + (aL)^2) (aL - z_n^2 - (aL)^2) \right)^{-1} \end{aligned} \quad (2.20)$$

der følgende hjelpefunksjoner inngår:

$$a = -\frac{U}{2k} \quad (2.21)$$

$$U = K * \frac{\sin i}{S_y} \quad (2.22)$$

$$k = K * p * D \quad (2.23)$$

$$p = \frac{L \sin i (\sqrt{K^2 \sin^4 i + 2N^2} - K \sin^2 i)}{2ND} \quad (2.24)$$

$$y_n = -k \left(\frac{z_n^2}{L^2} + a^2 \right) \quad (2.25)$$

der $z_n = (2n - 1)\pi/2$, N [L/T] er nedbør, K [L/T] er hydraulisk ledningsevne, D [L] er tykkelsen på akviferen, L [L] er lengde på akviferen, i [°] er vinkel på bunnen av akviferen og n_e [–] er drenerbar porøsitet.

Merk at det er byttet om på liten og stor K fra den opprinnelige ligningen presentert i artikkelen til Verhoest og Troch (2000). Dette er for å være konsekvent med bokstavbruken i denne oppgaven og stor K referer til hydraulisk ledningsevne i hele denne oppgaven. Det samme gjelder for drenerbar porøsitet der det i artikkelen er brukt f for drenerbar porøsitet, mens det i denne oppgaven konsekvent er brukt S_y .

For å simulere ikke-stasjonær grunnvannsstrømning ble ligning (2.20) implementert i Matlab, som vist i vedlegg B. I artikkelen til Verhoest og Troch (2000) argumenteres det med at summene der $n > 999$ ikke vil tilføre et nevneverdig bidrag. Det samme er valgt for denne oppgaven. Slik oppbygningen av funksjonen ble gjort i Matlab var det nødvendig å kjøre funksjonen for hvert tidssteg. Det er valgt å kjøre funksjonen med hyppigere tidsintervall når t er liten for å få høyere oppløsning på resultatene i starten av resesjonen. Mot slutten av simuleringen kan steglengden bli lengre uten at det minker kvaliteten på resultatet.

Ved å la tiden gå mot uendelig vil en situasjon med stasjonær strømning oppstå og ligning 2.20 reduseres til følgende:

$$h = \frac{N(1 - e^{2ax} + 2a((e^{2ax} - 1)L + x))}{4a^2 S_y k} \quad (2.26)$$

Ligning 2.26 ble brukt til kalibrering av hydraulisk ledningsevne slik det er beskrevet i delkapittel 2.8.

Analytisk løsning for vannføring ble brukt til å estimere hydraulisk ledningsevne og drenerbar porøsitet for en ikke-stasjonær situasjon. Observasjonen av vannføring fra forsøket ble brukt sammen med simuleringer med ligning 2.27, slik som det er beskrevet i delkapittel 2.8.

$$\begin{aligned}
q_d = -NL - \sum_{n=1}^{\infty} 2z_n^2 ((D - \bar{z})S_y * k(z_n^2 + (aL)^2) - L^2N) \\
* (e^{aL} - 2\cos(z_n)) * e^{(y_n * t - aL)} \\
* (L(z_n^2 + (aL)^2)(z_n^2 + (aL)^2 - aL))^{-1}
\end{aligned} \tag{2.27}$$

2.8 Prosedyre for kalibrering

Prinsippet for kalibreringen er å finne verdien til en parameter som gir resultat fra simulering som ligger nærmest mulig observasjonen. Kalibrering av parameterene hydraulisk ledningsevne og drenerbar porøsitet ble gjort etter samme prosedyre. I denne oppgaven gjøres simuleringen med analytisk løsning for en serie av verdier for parameteren. Resultatet blir en serie av simuleringer som man kan sammenligne med observasjonen. Neste steg er å finne gjennomsnittlig absolutte feil (MAE - mean absolute error) og den parameterverdien som gir laveste MAE.

MAE er en statistisk beskrivelse av gjennomsnittlig feil for modellprediksjonen i samme enhet som variabelen man undersøker (Willmott og Matsuura, 2005). MAE er et mål på feilen mellom parede observasjoner som beskriver det samme fenomenet. En modell som er perfekt tilpasset observasjonene vil derfor ha $MAE = 0$. Formelen for MAE slik den er beskrevet i Willmott og Matsuura (2005) er som følger:

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^n |X_s^i - X_o^i|}{n} \tag{2.28}$$

der X_s^i er simulert verdi og X_o^i er observert verdi ved tidssteget i .

Ved tidligere studier av det grønne taket har vertikal hydraulisk ledningsevne blitt målt, men ikke horisontal (Viker-Walsøe og Valle, 2020). Det ble derfor besluttet å kalibrere hydraulisk ledningsevne. Først ble horisontal hydraulisk ledningsevne kalibrert ved bruk av observasjonene ved stasjonær strømming. For å kunne sammenligne analytisk løsning med observasjonene fra sensorene ble observasjonene projisert til diagonalen, som vist i figur 4.11, deretter følger kalibreringen prosedyren som er beskrevet over. Drenerbar porøsitet og hydalisk ledningsevne ble også estimert ved å bruke observert vannføring ut av modellen og analytisk løsning for ikke-stasjonær vannføring.

2.9 Tilpassninger for sammenligning av modellene

For å kunne sammenligne resultatene var det nødvendig å gjøre enkelte justeringer og tilpassninger av de genererte dataene. Fra forsøkene ble grunnvannsnivåene registrert av sensorene lagret i relativ grunnvannsstand og tok dermed ikke hensyn til helningen på taket. For å kompensere for dette ble det produsert datasett der rådata for hver sensor ble lagt til høydeforskjellen fra sluket. Det var også nødvendig å gjøre tilsvarende justeringer for den analytiske løsningen og de numeriske løsningene.

Nivådata fra simuleringen med dybdeintegrert 2D-modell ble brukt til utregningen av vannføringen ut av modellen. På grunn av problemer med å drenere 2D-modellen da den var utformet identisk som det grønne taket ble det besluttet å legge til en meter med porøst medium i underkant av bunntopografien. Det betyr at strømmingen ble begrenset av hellningen i akviferens topp, men også at vannbalansen ikke er sammenlignbar med øvrige resultater. Det var derfor nødvendig å gjøre manuelle beregninger på vannføringen ut av den dybdeintegrerte 2D-modellen. Det ble gjort ved å bruke nivådata fra simuleringens celler med plassering tilsvarende sensorene på det virkelige grønne taket. Videre ble vannivåene plottet langs diagonalen med tidssteg på 60 sekunder. Det ble laget en funksjon i Matlab som finner differansen mellom arealet i nedsenkningen ved bruk av trapes-metoden (vedlegg B). Deretter ble arealet ganget med 4.5 meter for å få nedsenkningen i volum og en massebalanse som stemmer med observasjonene fra det grønne taket. Videre følger formel 2.29 for utregning av Q :

$$Q = \frac{(V(t_1) - V(t_2)) * n_e}{t_2 - t_1} \quad (2.29)$$

2.10 Validering

Validering betyr å sammenligne simuleringer med observasjoner. For å kunne evaluere hvor god en modell er, kan det brukes ulike statistiske sammenligninger. I denne oppgaven har simuleringen med analytisk løsing blitt brukt til å estimere parameterverdier. Det betyr at den analytiske løsningen ikke valideres, fordi den allerede er tilpasset observasjonene.

De tidligere masteroppgavene som er skrevet om forskningsinfrastrukturen Bia har benyttet Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) (Nash og Sutcliffe, 1970) og Kling-Gupta efficiency (KGE) (Gupta mfl., 2009). For å kunne sammenligne resultatene i denne oppgaven med tidligere studier av de grønne takene, er det valgt å bruke de samme evalueringskriteriene.

NSE er en dimensjonsløs verdi som spenner fra minus uendelig til 1. En perfekt tilpasset

modell vil ha $NSE = 1$. Følgende formel brukes for å beregne NSE (Knoben mfl., 2019):

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (Q_s^t - Q_o^t)^2}{\sum_{t=1}^T (Q_o^t - \overline{Q_o})^2} \quad (2.30)$$

der Q_s^t er simulert vannføring ved tiden t, Q_o^t er observert vannføring ved tiden t og $\overline{Q_o}$ er gjennomsnitt av observert vannføring.

Gupta mfl. (2009) reviderte NSE, som resulterte Kling-Gupta Efficiency. Følgende formel for KGE er brukt slik den er beskrevet i Knoben mfl. (2019):

$$KGE = 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + \left(\frac{\sigma_{sim}}{\sigma_{obs}} - 1\right)^2 + \left(\frac{\mu_{sim}}{\mu_{obs}} - 1\right)^2} \quad (2.31)$$

der r er Pearson-korrelasjon, μ_{sim} og μ_{obs} er gjennomsnitt av simulerte og observerte verdier, og σ_{sim} og σ_{obs} er standardavviket for simulerte og observerte verdier.

Ritter og Munoz-Carpena (2013) har foreslått en standard for kriteriene:

Tabell 2.1: Evalueringskriterier for NSE og KGE

	NSE	KGE
Akseptabel	0.65 - 0.80	0.5 - 0.65
God	0.8 - 0.9	0.65 - 0.75
Veldig god	> 0.9	0.75 - 1

3. Materiale

3.1 Forskningsinfrastrukturen Bia

Det ble benyttet en fysisk modell av et grønt tak for gjennomføringen av forsøkene til denne oppgaven. En forskningsinfrastruktur, kalt Bia, ble etablert i forbindelse med masteroppgaven til Øyre og Trommald (2018) og er lokalisert ved Planteskolen på NM-BU. Bia består av to grønne tak og et referansetak med takpapp, se figur 3.1. Takene er instrumentert til å måle nedbør, avrenning, innstråling, vekt og temperatur. Disse instrumentene blir ikke benyttet i forsøkene og blir derfor ikke beskrevet ytteligere. Det er kun det grønne taket til høyre i bildet (fig. 3.1) under som ble brukt i forbindelse med denne oppgaven og blir videre referert til som det grønne taket.

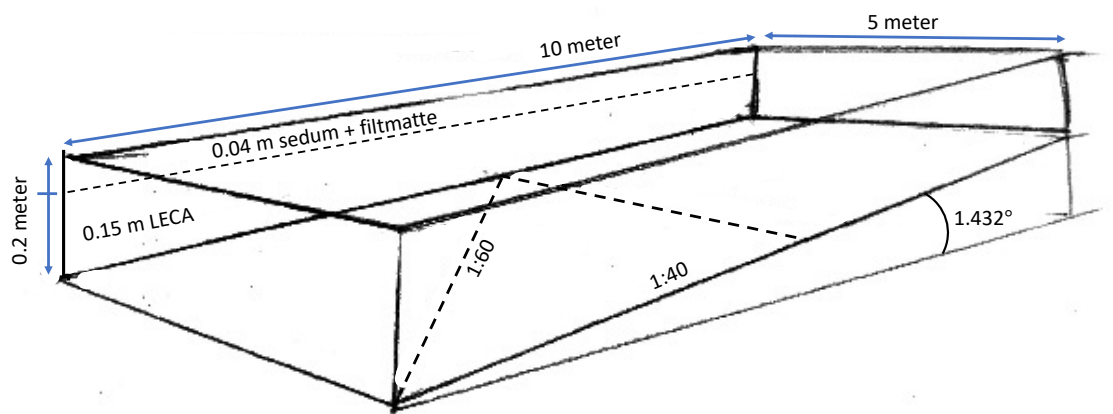


Figur 3.1: Forskningsinfrastrukturen Bia. To grønne tak og referansetak i midten. Foto: S. Nyborg (Øyre og Trommald, 2018).

Takenes bunn har en skrånende flate med helning på 1:40 mot sluket og en nedfelt renne med helning 1:60 diagonalt mellom sluket og midten av motsatt langside. Utformingen av det grønne takets bunn blir heretter omtalt som bunntopografi. I figur 3.2 under er takets utforming skissert. Helningen på taket er 1.432 grader og en proposjonal skisse

av tverrsnittet langs diagonalen vises i figur 3.3.

Det grønnet taket består av et lag med 15 cm finknust LECA, to filtermatter og 4 cm matte med sedum øverst. Det ble i følge Øyre og Trommald (2018) brukt 7.96 m^3 LECA.



Figur 3.2: Konseptuell modell. Uten målestokk. Illustrasjon: Ingrid Kristine Ydse



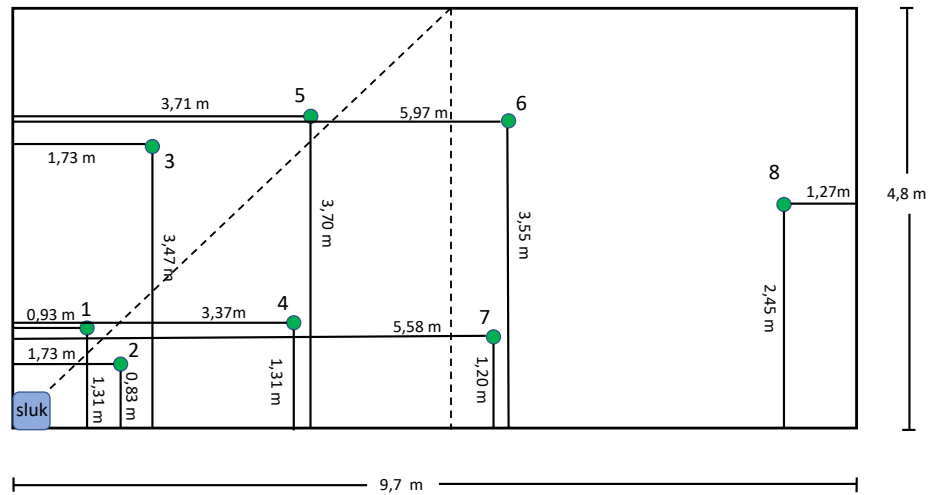
Figur 3.3: Diagonalen på det grønne taket med riktige proposjoner mellom lengde og helning, der x avstand fra sluket i meter. Brun linje representerer det porøse mediet, som også er tegnet med riktige proposjoner. Helningen på taket er 1.432° .

3.2 Instrumentering

I forbindelse med forsøkene som ble utført høsten 2020 ble det bestemt at taket skulle instrumenteres med en mer presis vannføringsmåler basert på ultralyd. I tillegg ble det satt ned åtte nivåsensorer, som vist i figur 3.4. Nivåsensorene har som formål å måle vannivået i det porøse mediet og tilsvarende måling av grunnvannsspeil i en naturlig akvifer. Både nivåsensorene og vannføringsmåleren ble satt til å logge data hvert minutt.

Nivåsensorene ble plassert i tette PVC-rør med en smal åpning i bunnen og installasjonen ble utført av Knut Møen ved NVE. Tette PVC-rør ble brukt i stedet for slissede rør da det ble konkludert med at tiden det tar for vannet å strømme inn i tette PVC-rør ikke

ville være av betydning for målingene, samt at slissede rør kunne skape problemer med løsmasser rundt sensorene.



Figur 3.4: Figuren viser taket sett ovenfra der grønne punkter viser plassering av nivåsensorer med avstander fra kantene.

I tillegg til at nivåsensorene ble kalibrert av NVE før de ble plassert på taket ble det utført en manuell kontroll av sensorene. Hver sensor ble plassert i en bønne med vann og vannnivået ble avlest med en målestokk samtidig som det var telefonkontakt med NVE som rapporterte registrert vannnivå i systemet. I etterkant av forsøkene ble innsamlede data oversendt fra NVE.

4. Resultater

I dette kapittelet gjennomgås resultatene fra forsøk med stasjonær strømning og fylle- og tømme-forsøk. Deretter gjennomgås resultatene fra estimering og kalibrering av parametrene hydraulisk ledningsevne og drenerbar porøsitet, samt estimering av magasinkapasitet og porevannshastighet. Til slutt i kapittelet presenteres resultatene fra simuleringene, samt en sammenligning og validering av modellene som ble brukt til simuleringene.

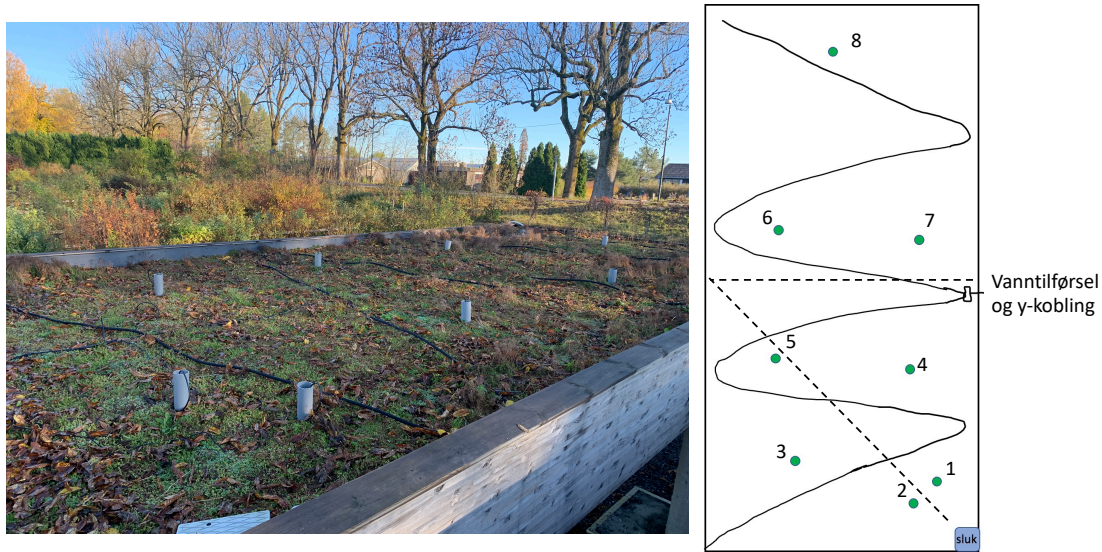
4.1 Forsøkene

4.1.1 Stasjonær strømning

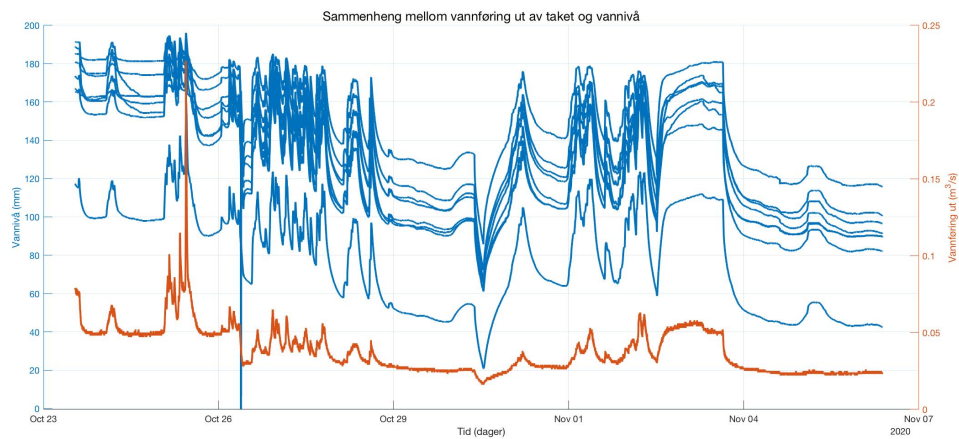
Forsøket med stasjonær strømning hadde som mål å oppnå et stabilt vannivå i taket over tid, for så å bruke datamaterialet til å kalibrere horisontal hydraulisk ledningsevne. Vanningslanger laget av et porøst materiale, heretter kalt dryppslange, ble benyttet for å simulere konstant nedbør over et lengre tidsrom. To dryppslanger à 15 meter ble koblet til en y-kobling til vannforsyningen. Dryppslangene ble lagt ut på taket i et sikksakk-mønster for å fordele vanntilførselen best mulig (fig. 4.1). Det ble benyttet ståltvinger til å holde slangene på plass. Vannkilden som ble brukt til å utføre forsøket var en vannkran på et av byggene tilhørende Planteskolen på NMBU. Det var utfordringer med å finne riktig vannføring som ga et passende høyt vannivå ved stasjonær strømning. For å justere vannføringen ble den fastmonterte kranen brukt for å strupe vanntilførselen til en tilfredsstillende vannføring. Observasjoner fra forsøket er gjengitt i en oversikt i vedlegg C.

Målet med forsøket med stasjonær strømning var å samle informasjon om vannhøydene i taket ved en gitt infiltrasjon. Forsøksperioden for stasjonær strømning pågikk fra 23. oktober til 7. november 2020. Det ble oppnådd stasjonær strømning relativt tidlig i forsøksperioden (24. okt). Det var da for høyt vannivå i taket for å bruke dataene videre og forsøket fortsatte med lavere tilført vannføring for å oppnå stasjonær strømning med lavere vannivå. I periodene 29. oktober, 4. november og 6. november viser målingene at vannivået holdt seg stabilt samtidig som vannføringen ut av taket var stabil. Disse

periodene er valgt ut for kalibrering av hydraulisk ledningsevne (fig. 4.2).

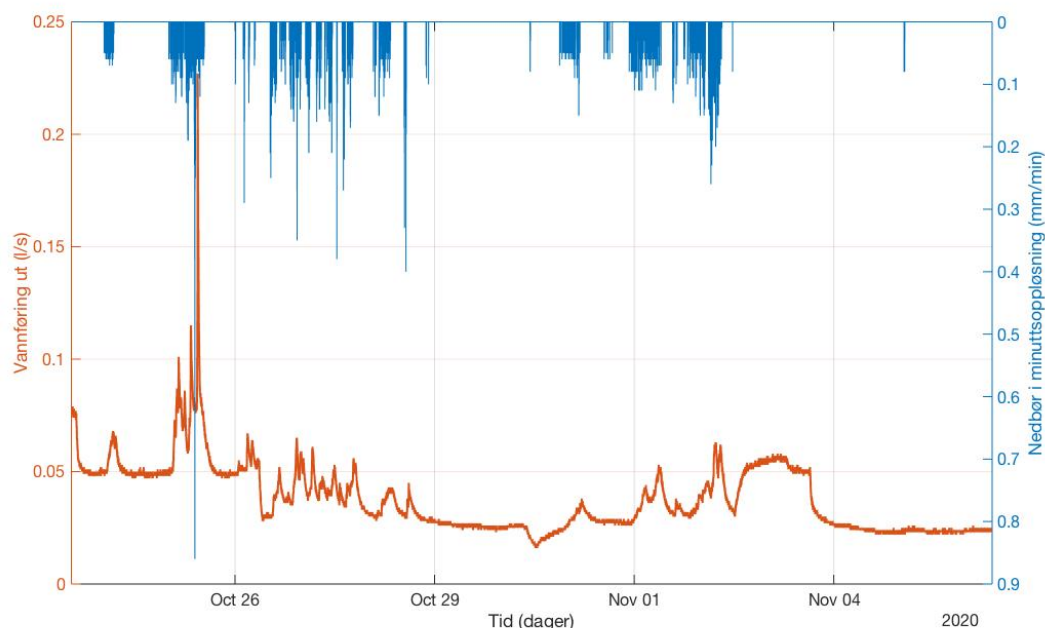


Figur 4.1: Plassering av dryppslange (svart strek) på taket i foto og som skisse. De grønne prikkene representerer plasseringen av nivåsensorene. Stiplet linje illustrerer fall mot sluk.



Figur 4.2: Data fra forsøk med stasjonær strømming. Blå linjer viser vannivå i sensorer og oransje linje viser vannføringen ut av taket. Periodene 29. okt., 4. nov. og 6. nov. viser stabilt vannivå og vannføring.

Det grønne taket hadde ingen vannføringsmåler for vanntilførselen, men ved å studere nedbørsdata utelukkes det at det har vært tilførsel av vann i form av nedbør i de periodene som er valgt ut. Figur 4.3 viser nedbørshendelser for perioden forsøket ble gjennomført sammen med vannføringen ut av taket. På dagene 29. oktober, 4. november og 6. november var det ikke registrert nedbør og vanntilførselen på taket består dermed kun av vann fra dryppslangene.

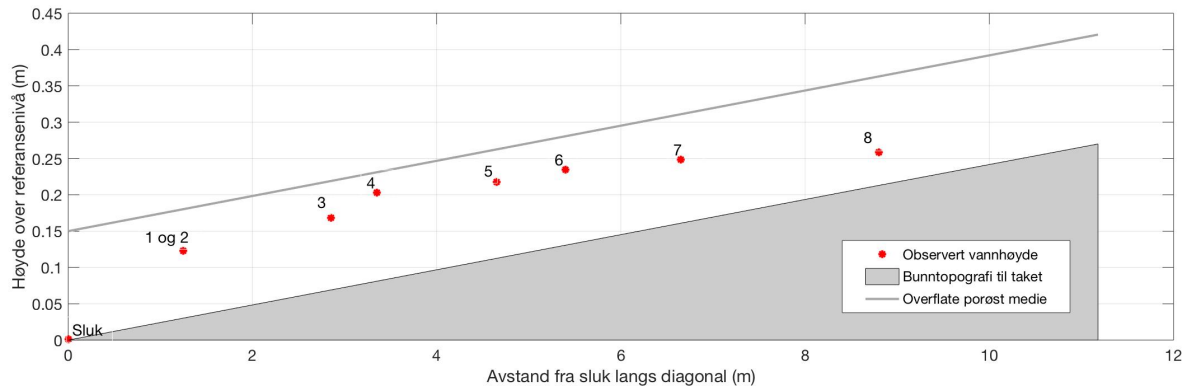


Figur 4.3: Figuren viser sammenhengen mellom vannføring ut av taket (oransje) og nedbør (blå).

Tabell 4.1 viser en oversikt over gjennomsnittlig vannføring og vannhøyder for de utvalgte dagene med stasjonær strømning. Vannhøydene er oppgitt i relative høyder, slik dataene ble samlet inn, og kan derfor ikke sammenlignes direkte. Det ble også funnet standardavviket for hver av periodene med stasjonær strømning. Standardavviket for 29. oktober og 04. november er i intervallet 0.001 til 0.003 m. For 06. november er standardavviket for målingene i intervallet 0.0002 til 0.0004 m. Det ble regnet ut en gjennomsnittlig høyde av de tre utvalgte dagene som brukes videre i modelleringen. Det ble også regnet ut standardavvik av gjennomsnittet for de tre måleperiodene for å se på spredningen i målingene. Standardavviket for gjennomsnittene er mellom 0.002 til 0.008 m. Vannhøydene i taket med tilhørende vannføring danner grunnlaget for videre beregninger og resultater der stasjonær strømning er betingelsen. I figur 4.4 er vannhøydene ved stasjonær strømning plottet som absolutte høyder over referansenivået, som her er sluket.

Tabell 4.1: Gjennomsnittlig vannhøyde og vannføring ved stasjonær strømning. Vannhøyde er oppgitt i meter over bunnen av taket, og vannføring i liter/sekund.

	Sensor 1 [m]	Sensor 2 [m]	Sensor 3 [m]	Sensor 4 [m]	Sensor 5 [m]	Sensor 6 [m]	Sensor 7 [m]	Sensor 8 [m]	Vannføring [l/s]
Gj. snitt 29. okt	0.096	0.094	0.0107	0.128	0.113	0.093	0.106	0.048	0.026
Standardavvik 29. okt	0.002	0.001	0.003	0.002	0.003	0.002	0.002	0.002	0.001
Gj. snitt 04. nov	0.094	0.094	0.099	0.121	0.104	0.085	0.0104	0.045	0.024
Standardavvik 04. nov	0.002	0.002	0.003	0.002	0.003	0.002	0.001	0.001	0.001
Gj. snitt 06. nov	0.090	0.090	0.092	0.117	0.097	0.083	0.102	0.044	0.024
Standardavvik 06. nov	0.0002	0.0002	0.0004	0.0003	0.0003	0.0004	0.0004	0.0003	0.001
Totalt gj. snitt	0.093	0.093	0.099	0.122	0.105	0.087	0.104	0.046	0.025
Standardavvik	0.003	0.002	0.008	0.006	0.008	0.005	0.002	0.002	0.001



Figur 4.4: Observert vannhøyde i numererte sensorer ved stasjonær strømning (rød merker) som er plottet i absolutt høyde over sluket.

4.1.2 Resesjonsforsøk

Hensikten med fylle- og tømmeforsøket var å generere data om hvordan et vannmettet grønt tak dreneres, for å kunne sammenligne dette med modeller. Det ble brukt en propp med gummipakning på 75 mm i diameter som ble sikret med en tung stein for å sørge for helt tett utløp (fig. 4.5). Taket ble punktblastet med en vannslange fra motsatt hjørne av sluket for å kunne følge med på vannstrømningen fra starten av oppfyllingen. Vanningsanlegget ved Planteskolen NMBU ble benyttet som vannkilde. Vannføring ut av vannslangen ble målt for å kunne gjøre et overslag på hvor lang tid oppfyllingen ville ta. Det ble observert en lekkasje i taket lokalisert ved utløpet under oppfyllingen og dermed gjort målinger på omfanget av lekkasjen med bøttemetoden. Bøttemetoden går ut på at man registrerer vannvolum tilført bøtten i et gitt tidsrom og deretter deler volumet på tiden for å finne vannføringen. Lekkasjen var størst under oppfyllingen og av liten betydning under resesjonen, den blir derfor ikke omtalt ytterligere. Detaljer om hendelsesforløpet i de to gjentakene av forsøket er gjengitt i en oversikt i vedlegg C.



Figur 4.5: Propp brukt til tetting av sluket.

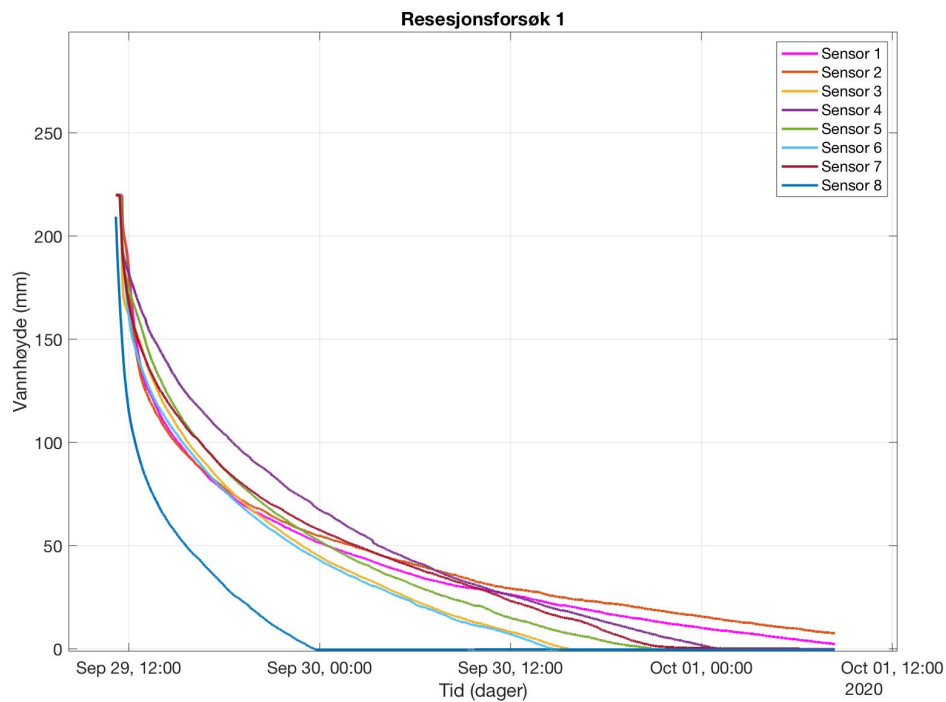
Fyllingen av taket ble avsluttet da vannivået dekket det porøse mediet fullstendig og det kun var noen få cm igjen til kanten av vantet. Det var noen steder sedum ikke var dekket av vann i øvre del av taket, men dette ble sett bort i fra da det var ujevn overflate som følge av tilgroing av mose. Vannivået ble videre kontrollert i alle hjørnene for å sikre at vannet var likt fordelt i taket. Ved tømming av taket ble stein og propp

fjernet. En vannføringsmåler var plassert mellom utløpet fra taket og en IBC-container for oppsamling av vann. Kranen til IBC-containeren ble åpnet for å sørge for at det ikke ble oppstuvning av vann i beholderen som kunne påvirke vannføringsmålingene. Nivåsensorene registrerte ved noen tilfeller negative verdier etter at grunnvannsnivået hadde nådd bunnen, disse ble satt til null i datasettene.

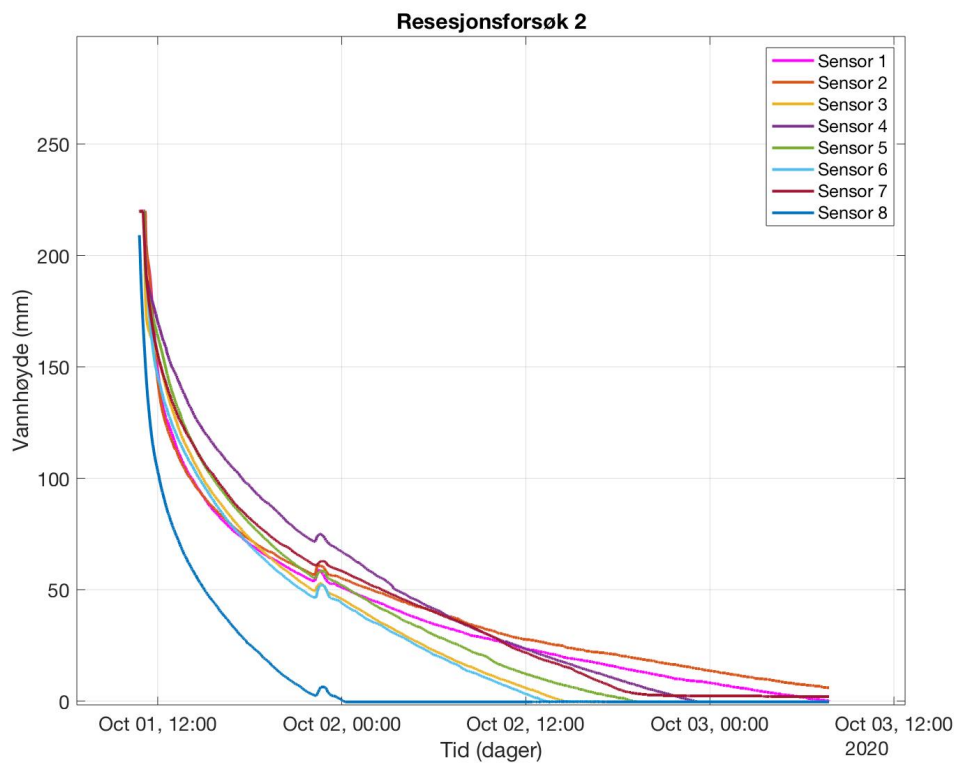
Resultatene viser hvordan vannivået i taket senkes fra mettede forhold. Det ble samlet inn data fra forsøkets start, men det er resesjonshendelsen som skal studeres videre og observert vannhøyde blir derfor presentert fra da resesjonen startet. Figur 4.6 og 4.7 viser vannhøydene registrert i sensorene i absolutte høyder. I starten av resesjonen består nivåsenkningen både av overflateavrenning og strømning i det porøse mediet. Observasjoner mens forsøket pågikk viser at 25 min etter resesjonens start er det ikke lenger overflateavrenning, og vannføringen består kun av vann som strømmer i det porøse mediet.

Målingene fra nivåsensorene viser at vannhøyden i sensor 8, lengst fra sluket, har den største senkningen i starten. Kurven til sensor 4 har den slakeste helningen, som vil si at vannhøyden synker saktest der. I sensor 1 og 2 synker vannhøyden med samme fart som resterende sensorer, men etter 12 timer flater kurvene ut, som vil si at nivåsenkningen går saktere. 48 timer etter at resesjonen startet er det fortsatt vann som dreneres fra det porøse mediet da observasjonen viser at vannivået i sensor 1 og 2 ikke har nådd bunnen. I figur 4.7 får vannhøyden en liten oppgang like før midnatt 2. oktober. Det ble registrert en liten nedbørshendelse i dette tidsrommet, som trolig er årsaken. På grunn av dette er det observasjonene fra første forsøk som brukes videre. Sensor 1 og 2 er plassert svært nære hverandre og vil i videre sammenligninger med simulert vannhøyde bli betraktet som en måling. Det er valgt å bruke vannivå i sensor 2 da plasseringen er nærmest diagonalen (fig. 3.4).

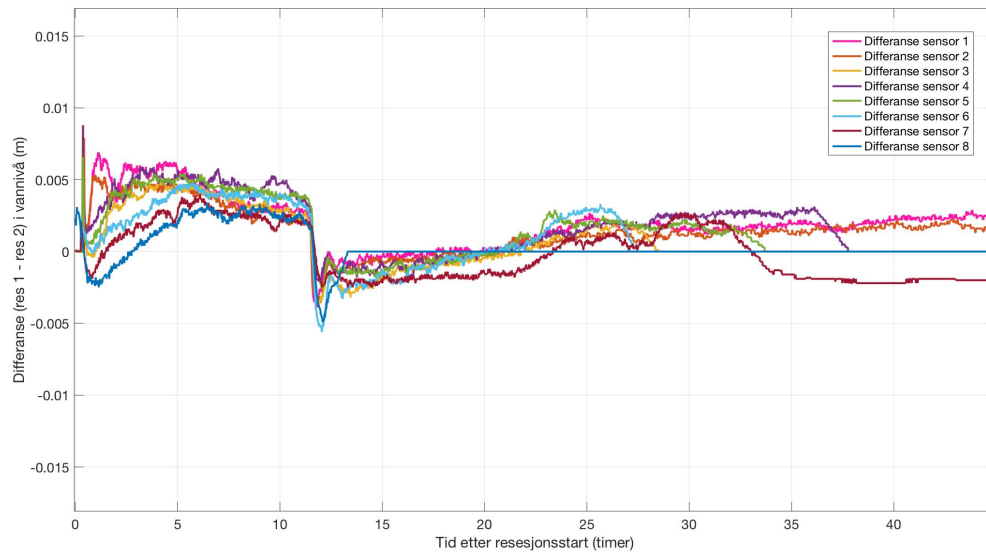
Ved å se på differansen mellom observert vannivå i sensorene for første og andre forsøk er det mulig å si noe om hvor like observasjonen er. I figur 4.8 er differansen plottet for tidsrommet forsøkene pågikk, og ligger i intervallet -0.005 til $+0.006$ m. De første 12 timene er differansen positiv, som vil si at vannivået fra første forsøk er høyest. Etter 12 timer blir differansen negativ og det har tydelig sammenheng med økning i vannivå observert i andre forsøk. 24 timer etter forsøksstart er vannivået fra det første forsøket høyere enn andre forsøket. I figur 4.9 er differansen mellom observert vannføring fra første og andre forsøk plottet. Intervallet ligger mellom -0.003 til $+0.003$ l/s, og ser ikke ut til å bli påvirket av nedbørshendelsen før midnatt 1. oktober.



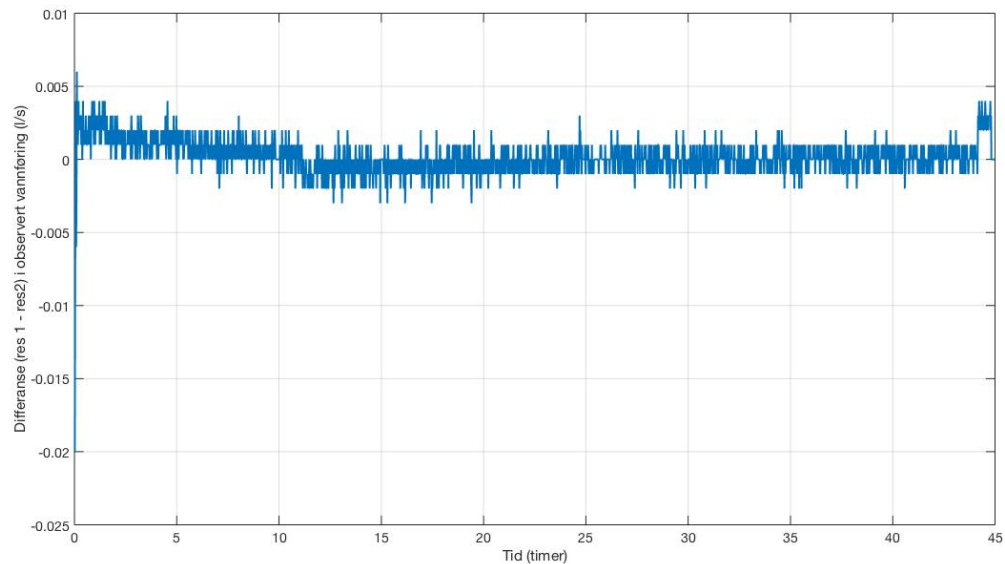
Figur 4.6: Første resesjonsforsøk. Figuren viser hvordan senkningen av vannhøyden i sensorene forløper seg med tiden.



Figur 4.7: Andre resesjonsforsøk. Figuren viser hvordan senkningen av vannhøyden i sensorene forløper seg med tiden.

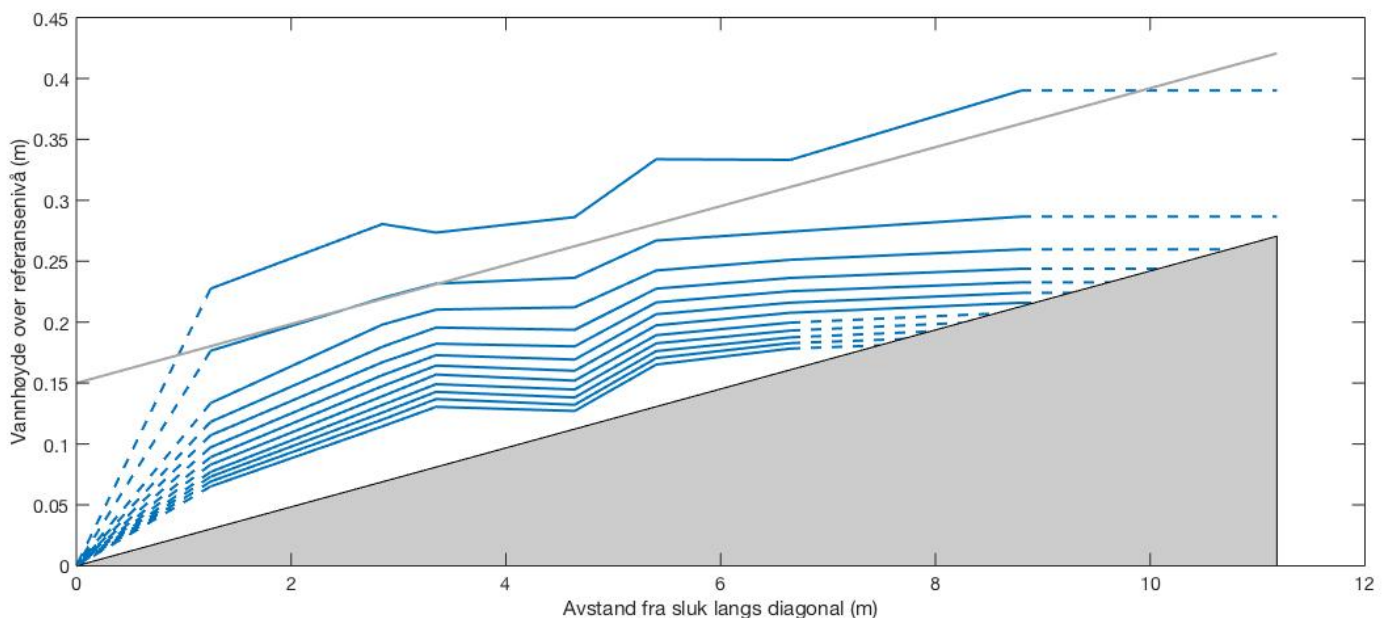


Figur 4.8: Observert differanse i vannivå i sensorer mellom første og andre forsøk. Økningen i vannivå etter 12 timer i andre forsøk har utslag som negativ differanse. Etter som vannivået i sensorene når bunnen blir differansen også null.



Figur 4.9: Differanse mellom observert vannføring fra første og andre forsøk. Vannføringen i andre forsøk er opptil 0.02 l/s høyere enn første forsøk i starten, men differansen er i intervallet -0.003 til +0.003 l/s.

Vannhøyden fra de åtte sensorene ble projisert inn til diagonalen og senkningen av vannhøyden for de første 11 timene av resesjonen er presentert i figur 4.10 under. Grunnvannsspeilet ble interpolert lineært mellom sensorene. Fra sensor 1 til sluket ble nivåendringene ekstrapolert for å vise helningen på grunnvannsspeilet ved utløpet. Sensor 8 er plassert lengst fra sluket med 8.8 meters avstand. Nivådataene fra sensor 8 ble ekstrapolert til takets høyeste punkt. Videre ble nivådata fra sensor 7 ekstrapolert etter at vannhøyden i sensor 8 var nådd bunntopografien. Stiplede linjer i figuren markerer ekstrapolerte verdier for grunnvannsspeilet. Toppen av det porøse mediet er også tegnet inn i figur 4.10 (grå linje). Det ble observert overflateavrenning i 25 min etter forsøkets start. I perioden fra 25 min til 1 time etter forsøkets start er grunnvannsspeilets høyde i flukt med sedum-matten. Som figur 4.10 viser tar det 1 time før grunnvannsspeilet er fullstendig i det porøse mediet.



Figur 4.10: Senkning av grunnvannsspeil langs diagonal. Blå linjer indikerer senkningen for hver time som har gått, der den øverste linjen er ved tiden 0 rett etter at resesjonen har startet. Stiplede linjer er ekstrapolert. Grå linje markerer tykkelsen på det porøse mediet.

4.2 Parameterestimering

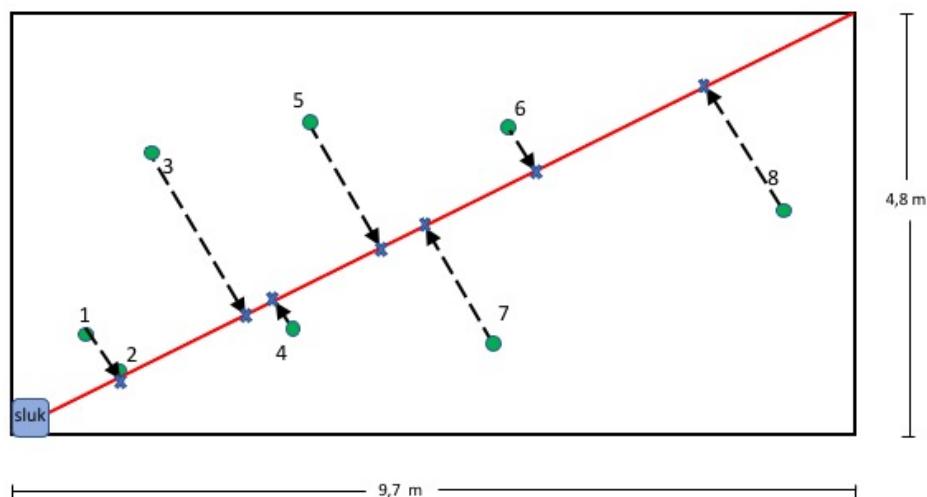
Drenerbar porøsitet

Drenerbar porøsitet ble estimert ved å bruke resultatene fra vannføringskurven fra resesjonsforsøkene. Ved å integrere vannføringen med hensyn på tid vil resultatet gi totalvolumet som har rent ut av taket. Integrasjonen ble gjort ved å laste inn datasettet

til Matlab og bruke den innebygde integrasjonsfunksjonen trapz, som integrerer med trapesmetoden (MathWorks., 2021). Volumet som totalt rant ut i løpet av resesjonen ble beregnet til å være 1.7889 m^3 . Ved bruk av formelen for drenerbar porøsitet (2.7) og oppgitte volum av det porøse mediet ble drenerbar porøsitet beregnet til å være 0.2247 [–].

Hydraulisk ledningsevne

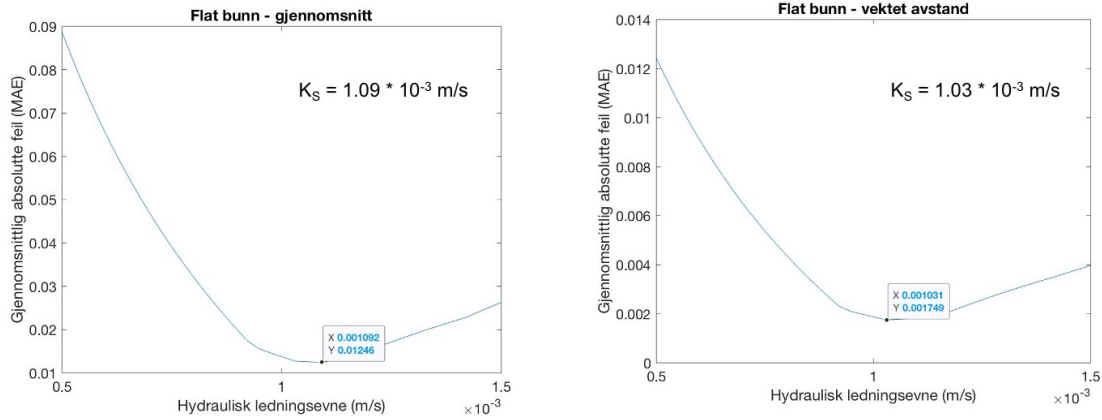
For kalibrering av K med stasjonær strømning ble både gjennomsnitt og vektet avstand brukt. Vektingen tok utgangspunkt i avstanden fra sensoren til diagonalen, der sensorene nærmest diagonalen ble vektet høyest.



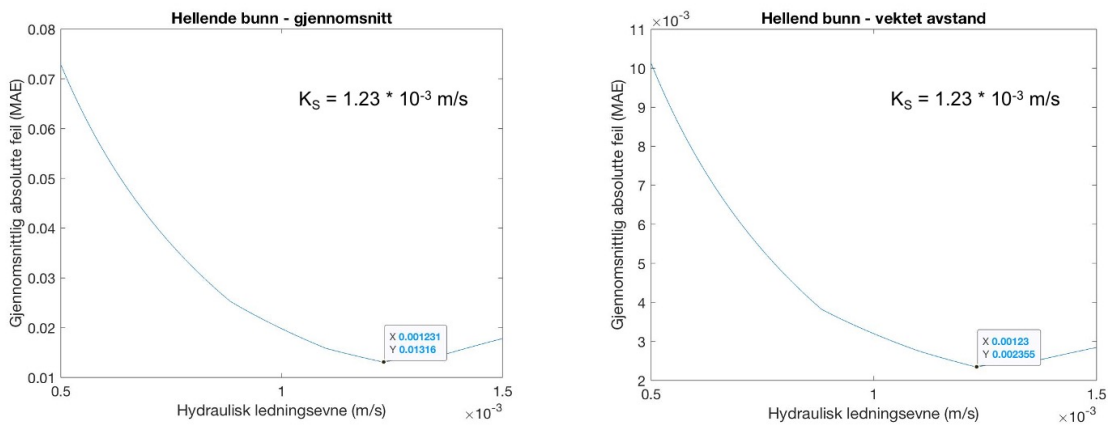
Figur 4.11: Det grønnet taket sett ovenifra. De grønne prikkene viser plasseringen av sensorene og hvordan registrert vannhøyde er projisert inn til diagonalen (rød linje). Avstandsfordelingen langs diagonalen er markert med blå kryss.

Hydraulisk ledningsevne ble estimert ved å bruke analytiske løsninger for grunnvannsstrømning. Med utgangspunkt i stasjonær strømning ble K estimert med analytisk løsning for flat og hellende bunn, samt både gjennomsnitt og vektet for avstand til sensoren. Estimeringen ble gjennomført etter prosedyren som er beskrevet i delkapittel 2.8. Det ble tatt utgangspunkt i parameterverdier for K fra $5 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$ til $2 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ som genererte serier av simulerte løsninger, som igjen ble sammenlignet med observert vannivå. Figur 4.12 og 4.13 viser MAE plottet mot hydraulisk ledningsevne for de fire kalibreringene med stasjonær strømning. Tabell 4.2 under viser en oversikt over kalibrert hydraulisk ledningsevne for alle løsningene. K kalibrert med flat bunn gir verdier på $1.09 \cdot 10^{-3}$ og $1.03 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ for henholdsvis gjennomsnitt og vektet for avstand. For kalibrering med hellende bunn estimeres K til $1.23 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ for både gjennomsnitt og vektet

for avstand. For både flat og hellende bunn gi kalibreringen med vektet avstand lavest MAE. Kalibreringen med flat bunn gir estimerer som er 11 % og 16 % lavere enn for hellende bunn.



Figur 4.12: Kalibrering av K_s med flat bunntopografi



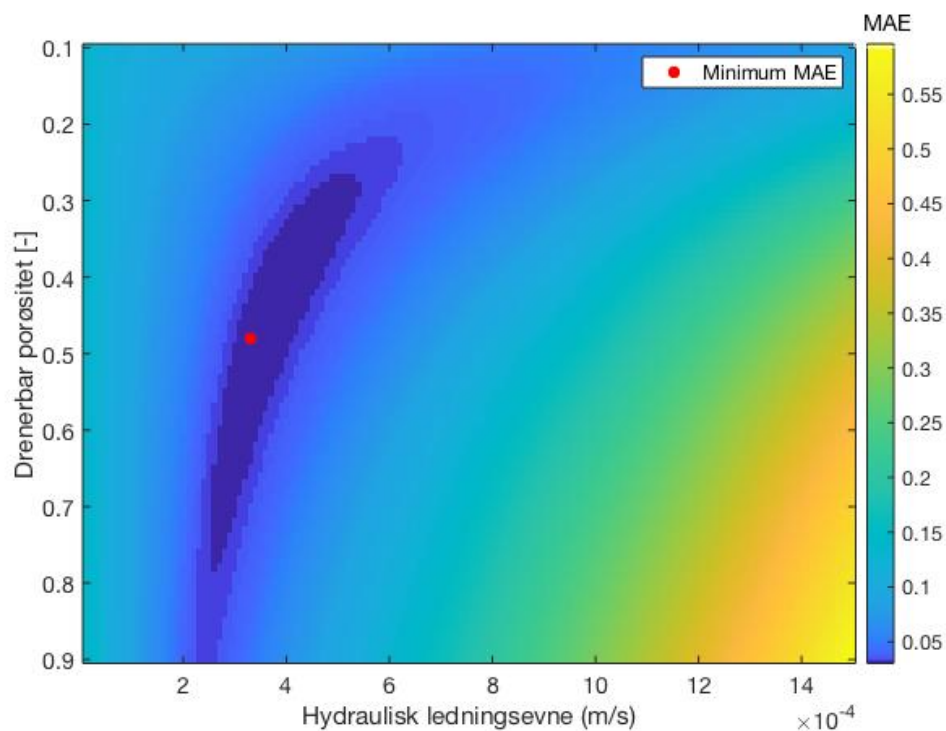
Figur 4.13: Kalibrering av K_s med hellende bunntopografi

Inversmodellering av hydraulisk ledningsevne og drenerbar porøsitet ved ikke-stasjonær strømning

Hydraulisk ledningsevne og drenerbar porøsitet ble estimert etter prosedyre for kalibrering som beskrevet i delkapittel 2.8. For en serie av både K og S_y ble det laget løsninger av analytisk ligning for Q (lign. 2.27). For hver løsning ble MAE regnet ut med observert vannføring. Hydraulisk ledningsevne og drenerbar porøsitet som gir lavest MAE er de estimerte verdiene for dette forsøket. Figur 4.14 viser at det er 3.3×10^{-4} m/s som gir lavest gjennomsnittlig feil for hydraulisk ledningsevne. For drenerbar porøsitet er det 0.48[–] som gir minst gjennomsnittlig feil.

Estimatene fra inversmodelleringen med ikke-stasjonær analytisk løsning er ikke entydige med de tidligere presenterte estimatene som tar utgangspunkt i stasjonær strømning. For drenerbar porøsitet er estimatet basert på utregning av vannvolumet i taket 0.22,

sammenlignet med 0.48 fra inversmodelleringen med analytisk løsning for Q (tab. 4.3). Hydraulisk ledningsevne ble estimert til å være mellom $1.03 * 10^{-3}$ - $1.23 * 10^{-3}$ m/s ved estimatet med stasjonær strømming, og $3.3 * 10^{-4}$ m/s ved inversmodelleringen (tab. 4.2).



Figur 4.14: Plottet viser MAE for analytisk løsning der parameterene hydraulisk ledningsevne og drenerbar porøsitet varierer, og er plottet henholdsvis på x-aksen og y-aksen. Fargeskalaen visualiserer MAE, der rødt punkt markerer minimum MAE. Merk at inversmodelleringen er plottet for drenerbar porøsitet som overskrider antatt total porøsitet for å vise alle løsningene som gir lavest MAE.

Tabell 4.2: Oversikt over estimert hydraulisk ledningsevne (K) for ulike løsninger med tilhørende MAE.

	Estimert K (m/s)	MAE
Flat bunn	$1.09 * 10^{-3}$	0.012
Flat bunn vektet avstand	$1.03 * 10^{-3}$	0.0017
Hellende bunn	$1.23 * 10^{-3}$	0.013
Hellende bunn vektet avstand	$1.23 * 10^{-3}$	0.0023
Inversmodellert med analytisk løsning	$3.3 * 10^{-4}$	0.03

Tabell 4.3: Oversikt over estimert drenerbar porøsitet S_y

	Estimert S_y [–]	MAE
Utrechnet med totalvolum	0.22	-
Analytisk løsning for Q	0.48	0.03

Retensjonskapasitet

Ved bruk av estimert drenerbar porøsitet og oppgitt total porøsitet på 0.55 [–] (Saint-Gobain, 2019) ble feltkapasitet beregnet etter ligning 2.8. Det er i tillegg beregnet feltkapasitet med drenerbar porøsitet på 0.3 [–]. Videre ble feltkapasitet brukt til å beregne retensjonskapasiteten til taket ved bruk av totalvolum og areal (lign. 2.9). For å kunne sammenligne estimatene med DDD-modellen ble magasinkapasitet også regnet ut etter ligning 2.10

Tabell 4.4: Retensjonskapasitet utregnet med ligning 2.9 og feltkapasitet, samt magasinkapasitet utregnet med ligning 2.10 og S_y .

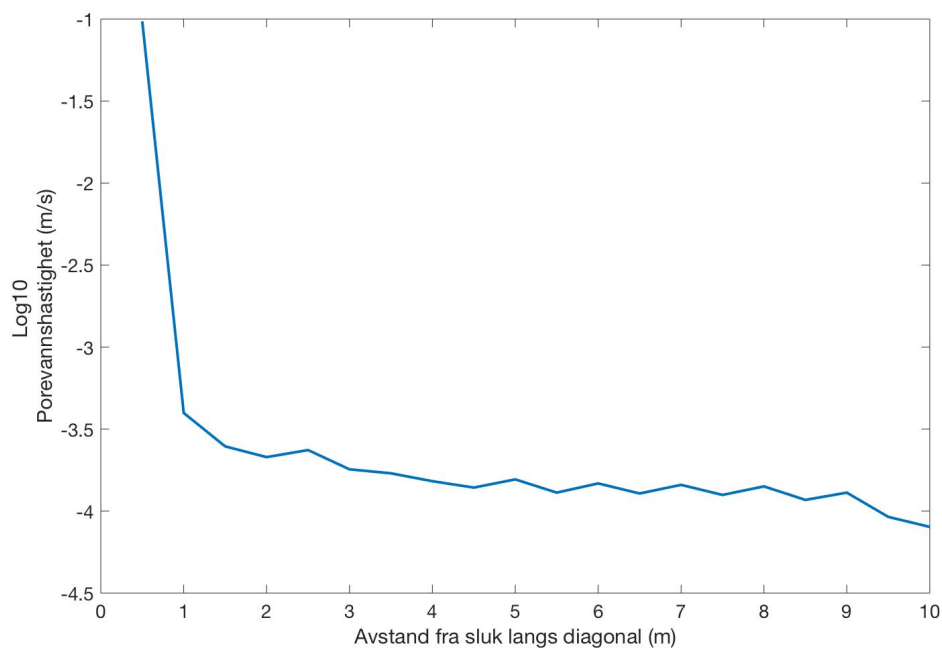
Feltkapasitet [–]	Retensjonskapasitet	Drenerbar porøsitet [–]	Magasinkapasitet
0.33	52.2 mm	0.22	35.0 mm
0.25	39.8 mm	0.3	47.8 mm
0.07	11.1 mm	0.48	76.4 mm

Porevannshastighet

Porevannshastigheten fra 1D-numerisk modell ble regnet ut for å kunne sammenlignes med snitthastighetene fra DDD-modellen i masteroppgaven til Bassøe (2020) og Vikers-Walsøe og Valle (2020). Fra modellresultatene ble vannføringen og vannhøyden for hver celle hentet ut for hvert tidsskritt i resesjonen. Dette ble brukt til å estimere porevannshastigheten ved hjelp av formel 2.11. Den spesifikke vannføringen, $Q'(t)$, avhenger av høyden på grunnvannsspeilet, som vil si at porevannshastigheten også gjør det. Porevannshastigheten ble beregnet til å være størst nærmest sluket med en verdi på 0.096 m/s en halv meter fra sluket, og deretter med en synkende trend til $8 \cdot 10^{-5}$ m/s 10 meter fra sluket. I figur 4.15 er porevannshastighetene plottet fra 0.5 til 10 meter fra sluket.

Tabell 4.5: Oversikt over valideringskriteriene for de ulike modellene.

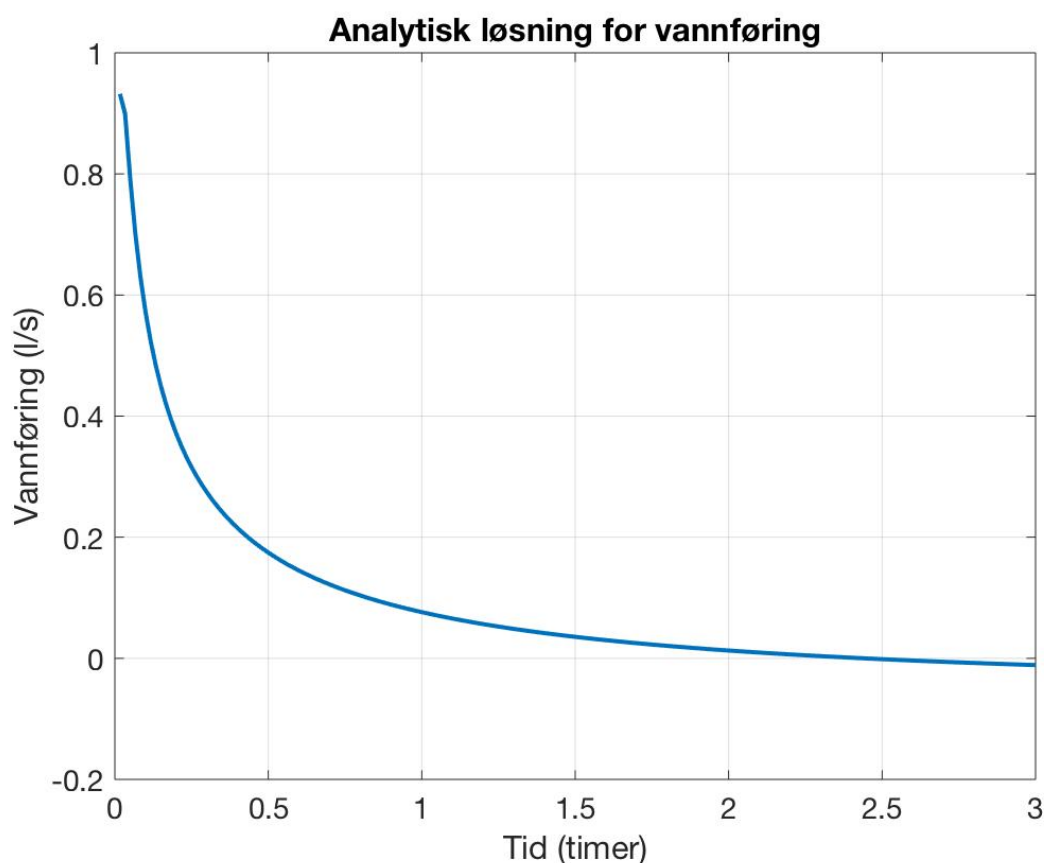
Avstand fra sluk (m)	Porevannshastighet (m/s)
0.5	$9.6 * 10^{-2}$
1.0	$4.0 * 10^{-4}$
1.5	$2.5 * 10^{-4}$
2.0	$2.1 * 10^{-4}$
2.5	$2.4 * 10^{-4}$
3.0	$1.8 * 10^{-4}$
3.5	$1.7 * 10^{-4}$
4.0	$1.5 * 10^{-4}$
4.5	$1.4 * 10^{-4}$
5.0	$1.3 * 10^{-4}$
5.5	$1.5 * 10^{-4}$
6.0	$1.5 * 10^{-4}$
6.5	$1.3 * 10^{-4}$
7.0	$1.4 * 10^{-4}$
7.5	$1.3 * 10^{-4}$
8.0	$1.4 * 10^{-4}$
8.5	$1.2 * 10^{-4}$
9.0	$1.3 * 10^{-4}$
9.5	$9.2 * 10^{-5}$
10	$8.0 * 10^{-5}$

**Figur 4.15:** Figuren viser utregnet logaritmen til porevannshastighet med hensyn på avstand fra sluket (x-aksen).

4.3 Simulering

4.3.1 Analytisk løsning

Resultatene fra simulert vannføring viser at vannføringen er i underkant av 1 l/s ved starten av resesjonen. Etter 2.5 timer viser den analytiske løsningen at vannføringen blir negativ, noe som er fysisk umulig i en slik situasjon. Analytisk løsning for vannføringen kan dermed bare betraktes for de første 2.5 timene av resesjonen.



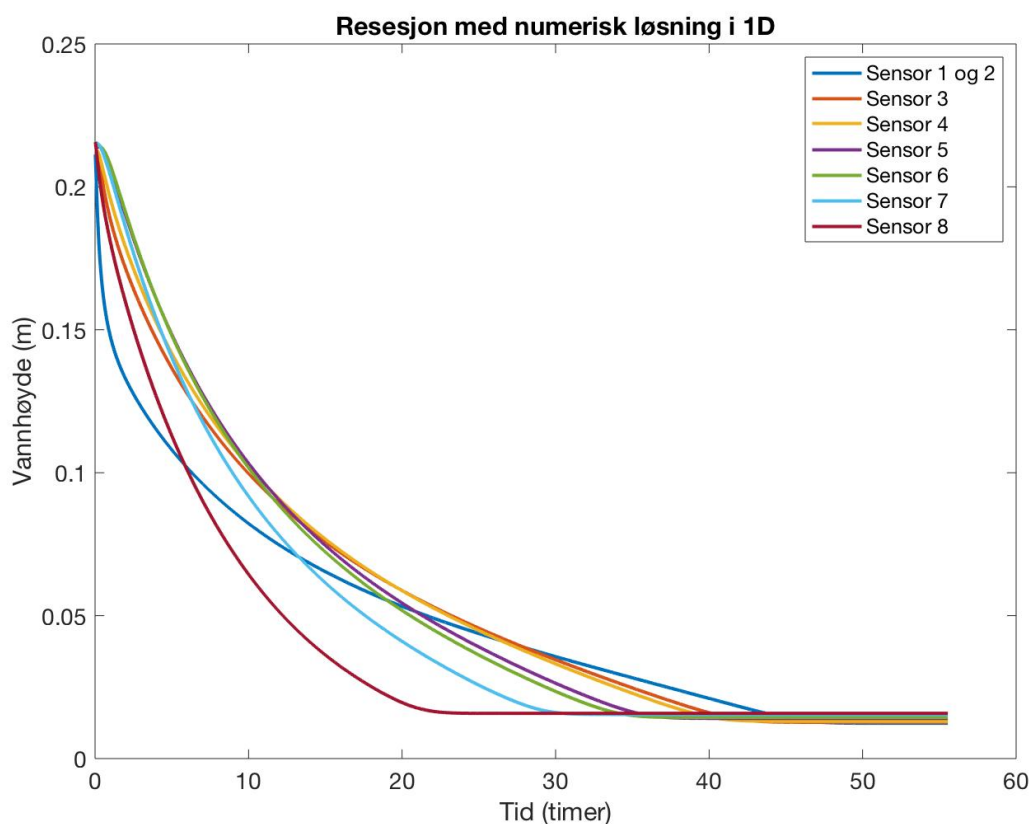
Figur 4.16: Figuren viser vannføring ut av det grønnet taket simulert med analytisk løsning.

4.3.2 1D numerisk modell

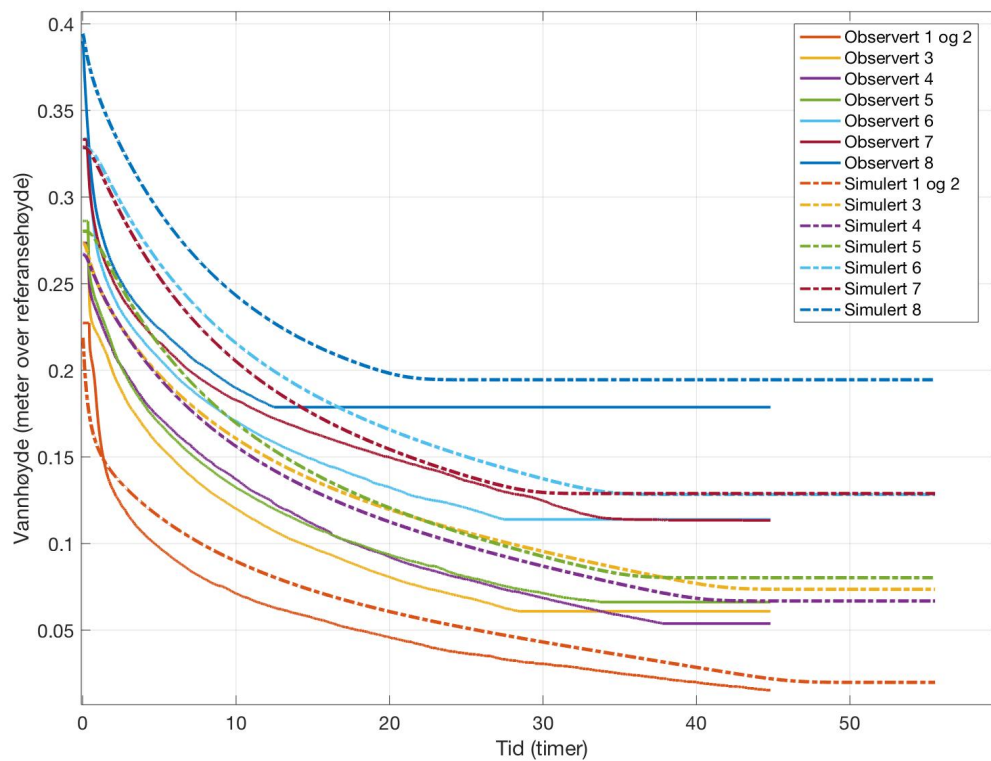
Til simuleringen med 1D numerisk modell ble det brukt hydrualisk ledningsevne på $1 \cdot 10^{-3}$ m/s og drenerbar porøsitet på 0.22 fra kalibreringen. Resultatene fra simulering med 1D numerisk modell består både av vannføringskurve og data fra senkning av grunnvannsspeilet for resesjonen. I figur 4.17 vises senkningen av grunnvannsspeilet i relative høyder. Simuleringen for vannhøyden i sensor 8 når bunnen først etter ca. 20 timer. Vannhøyden i sensor 7 når bunnen etter ca. 30 timer. Videre senkes vannhøyden ned til bunnen i rekkefølge mot takets utløp, med simuleringen for sensor 1 og 2 til slutt.

Simuleringen for sensor 1 og 2 har den bratteste senkningen de første timene. Det vil si at grunnvannsspeilet senkes mest nærmest utløpet i starten av resesjonen. Etter noen timer slaker kurven ut og senkningen er dermed minst i sensor 1 og 2, sammenlignet med resterende sensorer.

I figur 4.18 er simulert vannhøyde sammenlignet med observert vannhøyde for tilsvarende plassering av sensorene. Modellen for 1D numerisk løsning hadde resultater for nivåhøyder fra 21 celler. Cellene det er valgt å presentere og som blir brukt til sammenligning er valgt ut ved å projisere sensorplasseringene på taket inn til diagonalen og bruke resultatene fra disse cellene.



Figur 4.17: Resesjon simulert med 1D numerisk modell. Linjene viser senkningen i vannhøyde med hensyn på tid for syv sensorplasseringer på det grønne taket.



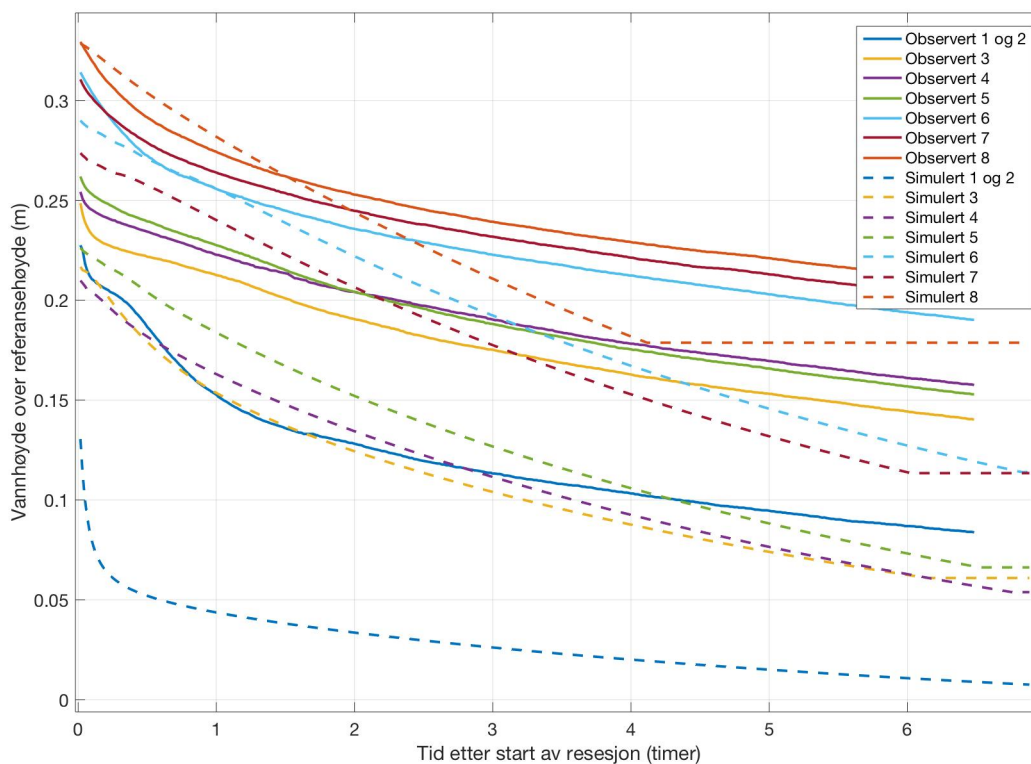
Figur 4.18: Figuren viser absolutte høyder for senkning av vannhøyder med hensyn på tid. Heltrukken linje viser observert resesjon og stiplede linjer viser simulert resesjon for de syv sensorplasseringene.

4.3.3 Dybdeintegrert 2D numerisk modell

Til simuleringen med 2D numerisk modell ble det brukt hydrualisk ledningsevne på $1 \cdot 10^{-3}$ m/s og drenerbar porøsitet på 0.22 fra kalibreringen. Resultatene fra dybdeintegrert 2D-modell består av senkningen av vannhøydene i taket for resesjonen. Da det var utfordringer med å få modellen som korrekt gjengir geometrien til det grønne taket til å fungere ble det besluttet å lage en modell der bunntopografien er plassert en meter under toppen av akviferen. Dette medfører at vannbalansen ikke er sammenlignbar med observasjonen og at vannføringen ble regnet ut i etterkant basert på endringen i vannhøydene. Den utregnede vannføringen presenteres i neste delkapittel.

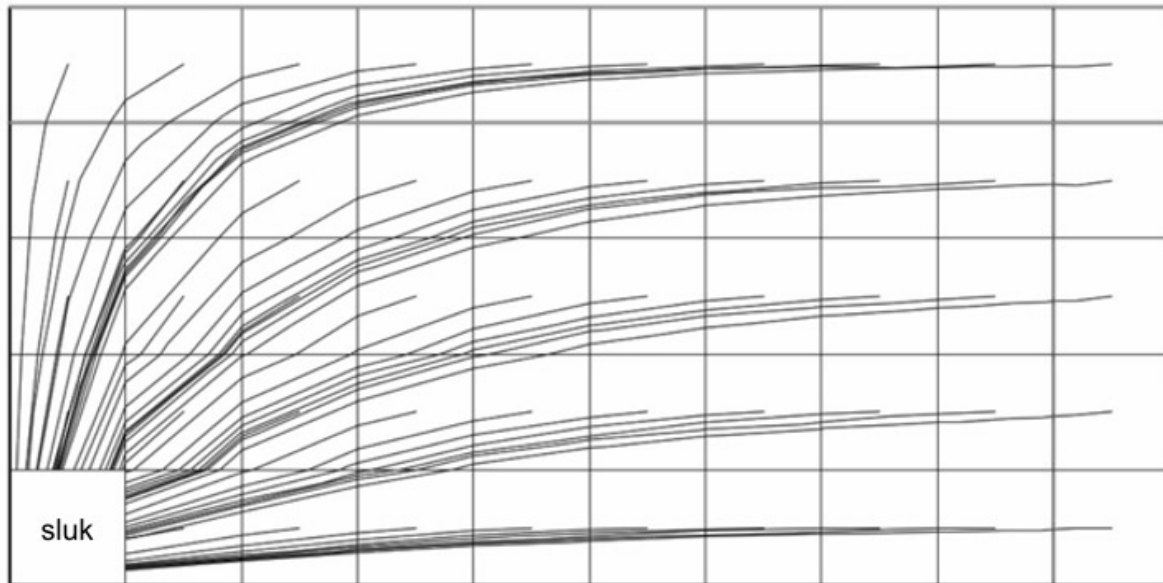
Resultatene fra simuleringen med dybdeintegrert 2D modell er presentert i figur 4.19 som absolutte høyder for de første seks timene av resesjonen. Observasjonen er sammenlignet med resultatet fra cellen med tilsvarende plassering i modellen. De simulerte vannhøydene har litt brattere senkning enn observerte vannhøyder for de første timene. Vannhøyden i simuleringen for sensor 8 når bunnen av det porøse mediet etter fire timer, og de resterende simuleringene når bunnen rett etter seks timer. Dette avviker fra observasjonen for sensor 8 som viser at det tar 12 timer før vannhøyden når bunnen

øverst i taket.



Figur 4.19: Figuren viser absolutte høyder for senkning av vannhøyder med hensyn på tid. Heltrukken linje viser observert resesjon og stiplede linjer viser simulert resesjon for de syv sensorplasseringene.

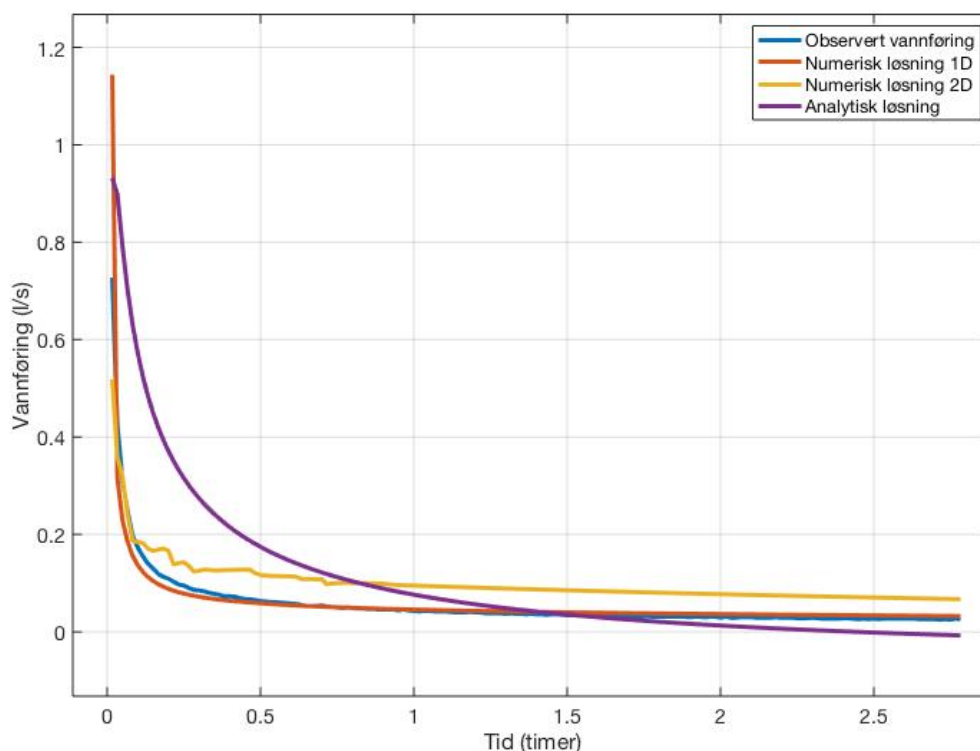
For dybdeintegreert 2D-modell ble det også gjort en simulering med sporstoff for å illustrere strømningslinjene i taket. Figur 4.20 viser hvordan vannet strømmer, i følge modellen, fra hver celle mot takets sluk (nederst til venstre).



Figur 4.20: Figuren viser taket sett ovenifra med strømningslinjene fra hver celle til takets utløp (nederst til venstre).

4.3.4 Sammenligning av resultater

Vannføringen fra simulert resesjon ved de ulike modellene er plottet sammen med observert vannføring i figur 4.21. Vannføringen er plottet kun for de første 2.5 timene av resesjonen, da et lengere tidsintervall på x-aksen ville gjort at vannføringskurven i starten av resesjonen ikke ville kommet godt frem. Figuren viser at numerisk løsning i en dimensjon ligger nærmest observert vannføring i hele hendelsesforløpet. Numerisk løsning 2D synker like raskt som observert vannføring de første minuttene, men flater ut på en vannføring som er 0.04 l/s høyere enn den observerte vannføringen. For analytisk løsning er det tydelig at helningen på kurven er slakere, som vil si at modellen dreneres saktere enn den observerte.



Figur 4.21: Sammenligning av observert vannføring (blå linje) med simulerte løsninger.

Validering

Validering betyr i denne sammenhengen å sammenligne simuleringer med observasjoner på et datasett som ikke er brukt i kalibreringen. Analytisk løsning for ikke-stasjonær strømning ble brukt til å estimere K og S_y og løsningen er derfor tilpasset observasjonene. Simuleringen med analytisk løsning som er presentert i resultatene ble beregnet med K og S_y kalibrert med henholdsvis stasjonær løsning og volumberegning. Den simuleringen er dermed ikke tilpasset observasjonen.

Numerisk modell i 1D og 2D ble regnet ut med utgangspunkt i de estimerte parameterverdiene og ble i denne oppgaven validert ved å bruke NSE og KGE, samt gjennomsnittlig absolutt feil. Ved å se på valideringskriteriene er det tydelig at det er numerisk løsning for en dimensjon som gir simuleringen som ligger nærmest observasjonen. Gjennomsnittlig absolutt feil er 0.0011 l/s for 1D numerisk modell, som utgjør 2 % av gjennomsnittlig vannføring (0.055 l/s), der vannføringen er i størrelsesorden fra 0.7 l/s fra starten av resesjonen til at kurven flater ut på 0.026 l/s.

Tabell 4.6: Oversikt over valideringskriteriene for numerisk 1D og dybdeintegrert 2D.

	NSE	KGE	MAE
Numerisk 1D	0.749	0.7064	0.0011
Numerisk 2D	0.482	0.134	0.049

5. Diskusjon

I dette kapitlet vil gjennomføringen av forsøkene bli diskutert. Videre vil resultatene fra simulering og parameterestimering sammenlignes med tidligere funn. Til slutt blir det sett nærmere på hvordan endringer i hydrologiske parameterene hydraulisk ledningevne og feltkapasitet har å si for det grønne takets ytelse.

5.1 Gjennomføring av forsøkene

Forsøkene ble gjennomført i samarbeid med Peter Andreas Bassøe, som leverte sin masteroppgave desember 2020. Resultatene fra fylle- og tømme-forsøket ble også brukt i masteroppgaven hans, og gjennomføringen av forsøket ble først diskutert der. Resultatene fra forsøket med stasjonær strømming er kun brukt i denne oppgaven, og gjennomføringen har ikke tidligere blitt diskutert.

En forutsetning for de planlagte simuleringene og kalibreringene til denne oppgaven var at forsøkene ble gjennomført slik at observasjonene var mulig å bruke videre. I gjennomføringen av begge forsøkene ble det lagt vekt på å notere alle observasjoner av betydning. Dette ga god hjelp til tolkning av data i ettertid.

5.1.1 Stasjonær strømming

Målet med forsøket var å oppnå stasjonær strømming med et stabilt grunnvannspeil i taket over tid. De innsamlede dataene består av takets vannivå, samt vannføring ut av taket fra hele perioden forsøket pågikk. Det var en del nedbørshendelser i løpet av perioden som gjorde at data fra disse dagene ikke er mulig å bruke. Observasjonen fra sensorene viste at vannivået økte når det var nedbør i tillegg til kunstig vanning. Etter en nedbørshendelse vil det være en periode der vannivået synker før det stabiliseres på en gitt høyde. Dette ble tatt hensyn til ved valg av periode for stasjonær strømming, slik at bidraget fra nedbør ble begrenset (og dermed retensjonen etter nedbør). I starten av forsøksperioden ble det oppnådd stasjonær strømming, men det var da for høyt vannivå i taket. Kranen ble strupet enda litt mer for å senke vanntilførselen. Det var usikkerhet i hvor mye vannivået ville påvirkes av en senket vannføring, men ved overslag ble det

besluttet en ny posisjon for lukkemekanismen på kranen. Resultatene viste at ny posisjon for kranen ga en vannføring som resulterte i tilfredsstillende vannivå i taket.

Resultatene antyder at vannivået var stasjonært i løpet av tre perioder i forsøket. Først ble det tatt et gjennomsnitt av målingene innad i hver periode, og deretter et gjennomsnitt av de tre periodene for hver sensor for å finne vannhøyde til den observerte vannføringen. Ved å studere grafen med plottede data kan det se ut til at det er en svak senkning i vannhøyden i løpet av de utvalgte periodene 29. oktober og 4. november (fig. 4.2). For 6. november ser vannhøyden mer stabil ut. Standardavviket for 6. november var i intervallet 0.2 til 0.4 mm, mot 1 til 3 mm for de to andre periodene. Dette betyr at det var større variasjon i målingene fra 29. oktober og 4. november, enn fra 6. november. Standardavvikene for gjennomsnitt av de tre periodene viser at det ikke er stor forskjell med standardavvik på under 8 mm for de 8 sensorene og vannføringsmålingen.

Valg av dryppslanger som vanningsmetode ble gjort på bakgrunn av at det er en billig, enkel og tidseffektiv installasjon. Det er usikkerhet knyttet til om vanntilførselen er jevn langs hele lengden av dryppslangene. Takets helning gir høydeforskjell på overflaten, som også kan ha innvirkning på vannføringen i dryppslangene. I masteroppgaven til Bakke (2020) ble ulike metoder for vanningsanlegg for grønne tak undersøkt. Det konkluderes med at dryppslange er en dårlig måte å simulere nedbør. Funnene viser at det er stor variasjon i vanntrykk, og dermed vannføring langs slangene. Det ble ikke gjort ytteligere undersøkelser av variasjon i trykk langs dryppslangene, og derfor antatt at vannet fra dryppslangene på det grønne taket ville fordeles jevnt av filtmattene under sedum.

Vannføringen i nedbørsmodellen ble ikke målt, med unntak av noen stikkmålinger med bøttemetoden. Det er en svakhet i forsøket og en vannføringsmåler for vanntilførselen ville gitt mer detaljert informasjon om eventuelle variasjoner. Vannkranen som ble brukt er koblet til kommunal vannforsyning, noe som resulterer i at det er mulighet for døgnvariasjon i vanntrykket. Ved å bruke en vannføringsmåler for tilført vann ville det kommet tydeligere frem om det er slike variasjoner. Det er ikke mulig å spore døgnvariasjon i målingene av vannføringen ut av taket. Det kan forklares ved at det ikke har vært variasjon i vanntrykket eller at det jevnes ut i transporten gjennom taket.

De tre periodene som er valgt ut til å beregne vannhøyden ved stasjonær strømning kan sees på som tre gjentak av samme forsøk, bortsett fra at vannet ikke ble tappet mellom forsøkene. Standardavvikene for gjennomsnittene er på det høyeste 0.008 meter (8 mm), som viser at det er liten spredning i målingene. For gjennomsnittene var standardavvikene fra de fleste sensorene på 2 og 3 mm, men anses som lite i denne sammenhengen. Målingene den 6. november har lavest standardavvik, som betyr at målingene var mest stabile og varierte lite i løpet av den utvalgte perioden. Flere gjentak av forsøket ville gitt informasjon om spredningen er tilfeldig eller ikke.

5.1.2 Fylle- og tømmeforsøk

Målet med fylle- og tømmeforsøket var å undersøke hvordan vannivået i taket senkes fra full vannmetning. Taket ble punktblastet da det var raskeste måte å fylle opp taket, samt at det kun var data fra tømningen av taket som ville bli brukt videre. Det ble konkludert med at vannet ville fordeles likt utover i det porøse mediet, noe som også ble kontrollert i ettertid. Under oppfyllingen ble det registrert og målt lekkasje i taket i hjørnet ved sluket. Vannføringen i lekkasjen sank betraktlig og var av mye mindre størrelsesorden enn vannføringen ut av taket. Det ble derfor besluttet å se bort fra lekkasjen.

Evapotranspirasjon er viktig for simulering av naturlige nedbørshendelser fordi uttørking og metningsgraden av taket er viktig for avrenningen. Evapotranspirasjon vil variere i løpet av året fordi temperaturen, luftfuktighet og vannmetningen i vegetasjon og jord endrer seg (Hendriks, 2010). Det er i denne oppgaven sett bort fra påvirkning evapotranspirasjon har på retensjonen, da det ikke er inkludert i modellene. Det er mulig å kompensere for dette ved å gjøre en beregning på evapotranspirasjon fra resesjonsforsøket og legge resultatet til observasjonen. Dette ble ikke gjort og det antas at vannet i taket ikke har noe tap til luften, men at alt tapes gjennom avrenning. Fylle- og tømmeforsøket ble gjennomført i oktober. Om et likt forsøk skal gjennomføres på nytt i løpet av sommermånede vil trolig evapotranspirasjon spille en større rolle, og trengs å tas hensyn til.

Ved å studere senkningen i grunnvannsspeilet i absolutt høyde er det tydelig at gradienten følger retningen på helningen til taket. Sensor 3 er plassert på høyde med sensor 4, men har lavere vannhøyde under hele resesjonen. En forklaring på dette kan være plasseringen på taket i forhold til areal for tilførsel av vann. Sensor 4 er plassert med større areal oppstrøms. Det kan gjøre at tilførselen av vann er større til sensor 4, enn til sensor 3, som gjør at vannhøyden senkes saktere ved sensor 4.

Det ble gjennomført to gjentak av fylle- og tømmeforsøket. Dette er et minimum for å kunne si noe om repeterbarheten til forsøket. Resultatene fra forsøkene er tilnærmet like. Ved flere gjentak hadde man blitt sikrere på resultatene, og kunne undersøkt om likheten skyldes tilfeldigheter. Det var nødvendig å få erfaringer om gjennomføring av slike forsøk da det var første gangen slike forsøk ble gjennomført på taket. Det var ikke antatt at det ville ta over 2 døgn å drenere taket helt, og oppfylling nummer 2 ble satt i gang før retensjonen var helt ferdig. Dette er viktig å ta med seg videre om det skal gjøres lignende forsøk på grønne tak.

5.2 Modellutforming og simulering

5.2.1 Estimering av parametere

Hydraulisk ledningsevne ble estimert ved hjelp av to forskjellige analytiske ligninger, men etter samme prosedyre. Først ble det sett på stasjonær strømning. Løsningen for hellende bunn er mellom 11 % og 16 % høyere enn for flat bunn. En feilkilde er at løsningen med flat bunn har et større strømningsareal, og dermed kan være forklaringen til at K estimeres til å være lavere. Dette forklares med Darcys lov (lign. 2.1), siden det er antatt at vannføringen og hydraulisk gradient er lik for kalibreringen. Med et større strømningsareal for løsningen med flat bunn vil det bety at hydraulisk ledningsevne må være mindre for at vannbalansen skal være lik. Videre er det tydelig at estimatene der målingene er vektet for avstand gir en løsning med mindre gjennomsnittlig feil, slik det er vist i tabell 4.2. Estimaten med stasjonær strømning er et gjennomsnitt for hele det grønne taket, sammenlignet med metoder som tar ut jordprøver (kornfordelingsanalyser og bokspermeameterettest) som er punktmålinger.

Estimatet av drenerbar porøsitet ble gjort på to ulike måter. Den ene med utgangspunkt i total avrenning, og den andre med inversmodellering. Ved å studere figur 4.14 er det tydelig at avrenningen ikke er sensitiv til endringer i drenerbar porøsitet da MAE er svert liten for et stort spekter av drenerbar porøsitet. Selv for verdier av drenerbar porøsitet som er høyere enn oppgitt total porøsitet har simulert avrenning lav MAE. Dette tyder på at inversmodellering med avrenning muligens ikke er det mest ideelle for å estimere drenerbar porøsitet.

5.2.2 Utforming av modell

Å simulere virkeligheten innebærer at det må gjøres tilnærminger. Ved modellering av løsningene som har en dimensjon er det valgt å modellere diagonalen fra sluket til motsatt hjørne. Det antas med dette at vannet strømmer parallelt med denne linjen. Dette valget er en mulig feilkilde i simuleringene. Simuleringen av strømningslinjer i dybdeintegrert 2D-modell viser at strømningslinjene følger takets langside fra toppen, men svinger av mot sluket i nedre halvdel av taket (fig. 4.20). Dette betyr at vannet ikke strømmer parallelt med det 1D-modellen antar. Videre kan det argumenteres med at strømningslinjene fra 2D-modellen også er en simulering av virkeligheten og i så måte ikke kan sees på som fasiten for hvordan vannet strømmer i taket. Valget om å gjøre modelleringen av 1D-modellene langs diagonalen ble tatt for å forenkle arbeidet med dataene.

1D numerisk modell simulerer diagonalen på taket. For å tilpasse vannbalansen til ob-

servasjonene ble bredden på modellen ganget med 4.5 for å oppnå samme volum som den fysiske modellen. Ved å gjøre dette antas det at taket er en flate som heller mot sluket, til forskjell fra den fysiske modellen av taket som har en renne i diagonalen av nedre halvdel av taket.

Ved å se på forskjellen i senkning av vannivå for de to numeriske modellene er det tydelig at senkningen er raskere i 2D-modellen enn 1D-modellen. Modellene har forskjellig utforming i bunnen. 2D-modellen ble utvidet med en meter under geometrien til det grønne taket, mens 1D-modellens bunn tilsvarer bunnen til det grønne taket. Det er mulig at denne forskjellen gjør at 2D-modellen dreneres raskere enn 1D-modellen. 2D-modellen har høy transmissivitet i laget under modellen, som trolig gjør at vannivået synker så raskt. Modellen ble utformet slik for å få den til å drenere vann. Ved videre utvikling ville det vært fordelaktig om transmissiviteten i laget under selve taket var betraktlig lavere, slik at det ligner mer på hvordan den fysiske modellen av taket er utformet.

5.2.3 Numerisk modell: 1D vs. 2D

De to numeriske modellene er begge laget i ModelMuse og det er valgt samme hydrologiske parametere, grensebetingelser og initialbetingelser. Det er derimot forskjell i utformingen, slik som beskrevet tidligere, som gjør at vannføring fra dybdeintegrert 2D-modell måtte regnes ut manuelt slik at vannbalansen skulle stemme. Dette har påvirkning på resultatene fra 2D-modellen. Sett bort i fra at simuleringen med 2D-modellen ikke fungerte optimalt må det poengteres at det er tidseffektivt å lage en så enkel modell som mulig. Resultatene viser også at simuleringen fra 1D-modellen gjengir vannføringen tilfredstillende.

Resultatene fra valideringskriteriene viser at 1D numerisk modell er nærmere observert vannføring enn 2D numerisk modell. For 1D-modellen er evalueringskriteriet NSE på 0.749 karakterisert til akseptabel og KGE på 0.7064 karakterisert til god etter tabell 2.1. For 2D-modellen er verdiene for NSE og KGE henholdsvis 0.482 og 0.134, som gjør at modellen har verdier under det som er karakterisert som akseptabel i tabell 2.1. Det ble også regnet ut MAE for modellene og her ser man at 1D-modellen har gjennomsnittlig absolutt feil på 0.0011 l/s og 2D-modellen har $MAE = 0.049$ l/s. Observert vannføring stabiliseres omkring 0.025 l/s etter en time fra resesjonens start. Sett i sammenheng med dette er MAE på 0.049 l/s fra 2D-modellen et stort avvik. Det vil si at simulert vannføring ikke gjengir observasjonen tilstrekkelig for 2D-modellen. Den manuelle utregningen av vannføring kan muligens tilskrives noe av avviket. Som tidligere beskrevet gjør utformingen av 2D-modellen at det knyttes usikkerhet til hvordan modellen dreneres da modellen er forlenget med en meter under bunntopografien. Det er gjort mange tilnærminger i utformingen av modellene, og for å være sikrere på at 1D-modellen

klarer å simulere vannsenkningen i taket bør det simuleres flere nedbørshendelser med varierende lengde og intensitet. Det vil gjøre at man kan validere om modellen klarer å simulere naturlige nedbørshendelser, og ikke bare fra full vannmetning.

5.2.4 Sammenligning med DDD-modellen

Resultatene fra simulert avrenning med DDD-modellen utført av Bassøe (2020) viser at for valideringshendelser oppnås NSE mellom 0.691 og 0.723 og KGE mellom 0.742 og 0.842. I denne oppgaven ble retensjonsforsøket brukt til å validere de to numeriske modellene. For numerisk 1D-modell og 2D-modell oppnås NSE på henholdsvis 0.749 og 0.482, og KGE på 0.7064 og 0.134. Det er ikke brukt samme valideringshendelser for validering av DDD-modellen (Bassøe, 2020) og numeriske modeller i denne oppgaven. Ved å se på forskjellen i valideringskriteriene er det numerisk modell i 1D som simulerer vannføring tilsvarende godt som DDD-modellen, men numerisk modell i 2D oppnår lave verdier for valideringskriteriene.

Magasinkapasiteten avhenger av drenerbar porøsitet da det er vannet som kan lagres i det grønne taket, men som vil være tilgjengelig for avrenning. Beregningene av magasinkapasitet er mellom 35.0 og 76.4 mm (4.4). Estimaten i Bassøe (2020) og Øyre og Trommald (2018) ga magasinkapasitet på henholdsvis 32.5 og 33.5 mm ved bruk av DDD-modellen og feltkapasitet på 0.3 [–]. Viker-Walsøe og Valle (2020) estimerte magasinkapasitet til å være 34 mm med samme feltkapasitet. Tilsvarende beregninger i denne oppgaven gir med feltkapasitet på omtrent 0.3 [–] magasinkapasitet på 35.0 mm. Dette viser at estimatene for magasinkapasitet fra denne oppgaven er omtrent den samme som ved DDD-modellen. Til videre forskning på magasinkapasiteten til grønne tak kan det gjøres en direkte måling av feltkapasitet ved å ta ut en prøve av materiale og gjøre jordfysiske analyser.

Viker-Walsøe og Valle (2020) kalibrerte snitthastighet i taket og fant ved bruk av to nedbørshendelser snitthastighet mellom $1.3 \cdot 10^{-5}$ og $3.1 \cdot 10^{-5}$ m/s. Til sammenligning kalibrerte Bassøe (2020) snitthastighet ved bruk av observert vannføring fra retensjonsforsøket og en simulering i DDD-modellen som har 24 timer med nedbør for å fylle opp modellen. Resultatene viser snitthastighet på tilnærmet $2.0 \cdot 10^{-5}$ m/s. Porevannshastigheten ble regnet ut fra 1D-numerisk modell i denne oppgaven. Porevannshastigheten er høyest nærmest utløpet og synker med avstanden fra sluket, fra 0.096 m/s til $8.0 \cdot 10^{-5}$ m/s. Dette har sammenheng med vannhøyden som øker med avstanden fra sluket. Gjennomsnittet for de utregnede hastighetene er $5 \cdot 10^{-3}$ m/s og medianen er $1.5 \cdot 10^{-4}$ m/s. Medianen av porevannshastigheten utregnet i denne oppgaven er over 7 ganger høyere enn kalibreringene fra DDD-modellen til Bassøe (2020). En forklaring på denne forskjellen kan være at estimatet av porevannshastighet i denne oppgaven er basert på at

effektiv porøsitet ble satt lik drenerbar porøsitet på 0.22 [–] (lign. 2.11). Det kan antas at effektiv porøsitet i taket er høyere enn 0.22 [–], noe som vil bety at porevannshastigheten er lavere enn utregningen viser. Ved å la effektiv porøsitet være lik total porøsitet på 0.5 [–] vil medianen av porevannshastigheten være $7.3 \cdot 10^{-5}$ m/s. Det er omtrent 3.5 ganger høyere enn porevannshastighet estimert med DDD-modellen og halvparten av hastigheten ved effektiv porøsitet på 0.22 [–]. Med vannføringen som er simulert med 1D-numerisk modell er det ikke mulig å få porevannshastighet som tilsvarer resultatet fra DDD-modellen. Ut i fra Bassøe (2020) sin liste over parametere som er brukt er feltkapasitet på 0.3 [–] oppført, og det ser ikke ut til å være inkludert effektiv porøsitet. DDD-modellen har ikke mange input-parametere og modellen ble kalibrert mot resesjonshendelsen. Det vil si at det er ulik tilnærming der porevannshastigheten fra 1D-numerisk modell baseres på strømningsligningen, mens i DDD-modellen tilpasses parametrene kalibreringshendelsen.

5.3 Parameterenes påvirkning på takets ytelse

Et mål med denne masteroppgaven var å utforske hvordan ulike utforminger av et grønt tak kunne påvirke den hydrologiske effekten. Det ble valgt å ikke gjøre simuleringer av ulike geometrier, men heller se nærmere på hva de hydrologiske parameterene har å si for takets yteevne.

Mettet hydraulisk ledningsevne

Hydraulisk ledningsevne avhenger av hvordan de vannførende strukturene i det porøse mediet er forbundet med hverandre, og er avgjørende for responsen en nedbørshendelse har på avrenningen fra et grønt tak. I denne oppgaven ble gjennomsnittlig K estimert med både stasjonær og ikke-stasjonær strømning, til henholdsvis $1.23 \cdot 10^{-3}$ og $3.5 \cdot 10^{-4}$ m/s. Produsenten til LECA oppgir at hydraulisk ledningsevne for knust LECA er omtrent $5 \cdot 10^{-2}$ m/s (Saint-Gobain, 2019). Viker-Walsøe og Valle (2020) målte vertikal hydraulisk ledningsevne til $K = 1 \cdot 10^{-4}$ m/s på det grønne taket i Ås. Resultatene til Hamouz mfl. (2018) viser $K = 4 \cdot 10^{-4}$ m/s på et LECA-basert tak i Trondheim. Det kan være flere årsaker til forskjellig estimat på hydraulisk ledningsevne. Først og fremst er det ulike metoder for estimeringen som gjør at det knyttes usikkerhet til sammenligningen. K estimert av Viker-Walsøe og Valle (2020) ble utført med bokspermeameter testen, som er en direkte metode, sammenlignet med estimatene i denne oppgaven som er en linjetilpasningsmetode. Metoden i denne oppgaven gjør også at estimatet blir et gjennomsnitt av hele området sammenlignet med Viker-Walsøe og Valle (2020) som målte tre punkter på taket. Som et LOD-tiltak i trinn 2 i tre-trinnsstrategien er hydraulisk ledningsevne, samt takets tykkelse, bestemmende for fordrøyningen av overvann.

De-Ville mfl. (2017) trekker frem i sin artikkel hva aldring av grønne tak har å si for de hydrologiske egenskapene. Resultatene i studien til De-Ville mfl. (2017) viser at hydraulisk ledningsevne blir lavere for de eldre grønne takene, uten at det er statistisk signifikans. Det poengteres også at forskjellen er mindre enn sesongvariasjonen i evapotranspirasjon. Det er ikke et lignende mønster i målingene som er gjort på det grønne taket, da estimatene gjort i denne oppgaven er høyere enn tidligere estimat. Metoden for estimering er forskjellig som gjør en sammenligning usikker. Inversmodelleringen viser at simuleringen er mer sensitiv for endringer i hydraulisk ledningsevne enn i drenerbar porøsitet, da det er større variasjon i MAE langs akse med hydraulisk ledningsevne (fig. 4.14).

Porøsitet

Porøsitet er en viktig parameter i sammenheng med tilbakeholdelsen av nedbør i et grønt tak. Drenerbar porøsitet ble i denne oppgaven estimert til å være mellom 0.22 og 0.48 [–]. I masteroppgaven til Øyre og Trommald (2018) ble effektiv porøsitet beskrevet å være 0.55, mens produsenten av LECA oppgir at total porøsitet for knust LECA er 0.55 (Saint-Gobain, 2019). Med utgangspunkt i total porøsitet og estimert drenerbar porøsitet vil vanninnhold ved feltkapasitet være mellom 0.07 og 0.33 (lign. 2.8). Feltkapasiteten til det porøse mediet i et grønt tak avhenger av mediets kornfordeling og jordstruktur. Videre har dette betydning for hvor mye vann taket kan holde tilbake ved nedbør før det resulterer i avrenning. Retensjonskapasiteten til et grønt tak bestemmes av feltkapasiteten og aktuelt vanninnhold, men også av det grønne takets areal og volum av porøst medie. Retensjonskapasiteten er et mål på hvor godt et grønt tak innfrir målet i trinn 1 i tre-trinnsstrategien: å redusere avrenningen. Da det ikke ble målt fuktigheten i det porøse mediet før forsøkene ble satt i gang ble det antatt at taket var helt tørt. Dette er en usikkerhet, da forsøkene ble gjennomført etter en periode med mye nedbør og det sannsynligvis var fuktighet i LECA-laget. Retensjonskapasiteten ble estimert ut i fra feltkapasitet, volum til det porøse mediet og arealet til taket (lign. 2.9). Etter beregningene har et slikt tak kapasitet til å tilbakeholde mellom 11.1 og 52.2 mm nedbør om taket er helt tørt.

Hvor godt plantene på taket klarer å utnytte det plantetilgjengelige vannet er avgjørende for retensjonskapasiteten. Vannet som holdes igjen ved feltkapasitet består av både plantetilgjengelig vann og vann som er så sterkt bundet til partiklene at ikke plantene kan dra nytte av det. I perioden mellom nedbørshendelser er derfor plantenes utnyttelse av vannet i det porøse mediet avgjørende for hvor godt et grønt tak er rustet til å tilbakeholde neste regnskyld. I en studie av et LECA-basert tak uten vegetasjonsdekke fremgår det at LECA-laget har vanskelig for å tørke helt opp, slik som i laboratorieforsøkene (Hamouz mfl., 2018). Det gjør at ved et nytt regnskyll vil ikke vannet holdes igjen

av porene. Likevel så viser forsøkene deres at avrenningstoppen reduseres. En forklaring på dette kan være at det kun skjer vanntap til atmosfæren via fordampning og ikke gjennom transpirasjon i planter.

Det ideelle grønne taket

Hensikten med et grønt tak er å fordrøye og tilbakeholde nedbør slik at avrenningskurven forskyves og reduseres. Takets utforming og oppbygning bestemmer hvor god den hydrologiske ytelsen til et grønt tak er. I sammenheng med dette er også klimatiske forhold avgjørende for hvordan utformingen og oppbygningen responderer, slik som nedbørshyppighet og -intensitet, evapotranspirasjon, temperatur og luftfuktighet. I tillegg vil nedbørsfeltets karakteristikk med tanke på størrelse og permeable flater ha innvirkning på behovet for tilbakeholdelse og fordrøying av overvann. Det vil si at grønne tak må tilpasses stedet det skal bygges. En høy feltkapasitet er ønskelig, da retensjonskapasiteten økes og gjør at mer nedbør holdes igjen i taket. Videre er det viktig at det plantetilgjengelige vannet tapes til luften slik at taket er klart til å ta imot mye nedbørshendelser, og da må valg av vegetasjon gjøres etter de klimatiske forholdene. Samtidig som feltkapasiteten må være høy må det være stor nok infiltrasjonsevne, og dermed store nok porer, til at nedbør infiltreres og ikke blir til overflateavrenning. Inversmodelleringen med hydraulisk ledningsevne og drenerbar porøsitet viser at for simulering av avrenning er modellen mer sensitiv for hydraulisk ledningsevne. Dette bekrefter at det er vannføringen gjennom taket som bestemmer avrenningen, og som kan modifiseres for å øke fordrøyingen.

Takets helning og tykkelsen til det magasinerende sjiktet er andre faktorer som kan modifiseres for å øke tilbakeholdelse og fordrøying. Studien til VanWoert mfl. (2005) viser at lavere helning og dypere vekstmedium øker tilbakeholdelsen, samt at tak med vegetasjon har en høyere tilbakeholdelse sammenlignet med magasinerende sjikt uten vegetasjonsdekke. Studien til Hamouz mfl. (2018) viser også at LECA-basert tak uten vegetasjon har en dårligere tilbakeholdelse enn tak med vegetasjonsdekke, men fortsatt høyere enn svarte referansetak. Med bakgrunn i dette kan det argumenteres for at helt flate tak, med så dypt magasinerende sjikt som mulig, er best for fordrøying og tilbakeholdelse. Sett i sammenheng med byggeteknisk forskrift må tak utformes med et slik fall at vannet renner av, samt at konstruksjonen må tåle ekstra belastning av et grønt taks materiale samt tilbakeholdt vann.

6. Konklusjon

Denne oppgaven har tatt for seg forsøk med stasjonær og ikke-stasjonær strømning i en fysisk modell av et grønt tak. Observasjonene og tidligere funn fra DDD-modellen ble sammenlignet med simuleringer fra numeriske modeller. Det ble til slutt studert hvilken påvirkning hydraulisk ledningevne og porøsitet har å si for et grønt taks hydrologiske effekt.

Den praktiske gjennomføringen av forsøkene var vellykket. I behandling av innsamlet data er det tydelig at forsøket med stasjonær strømning hadde lave standardavvik og at de to gjentakene av forsøk med ikke-stasjonær strømning viser god repeterbarhet. Det ble oppnådd tre perioder med stasjonær strømning og gjennomført to gjentak av fylle- og tømme-forsøket. Ytterligere gjentak av disse forsøkene vil gi større sikkerhet til målingene.

Resultatene viser at numerisk modell i én dimensjon simulerer avrenningen fra fylle- og tømme-forsøket mye bedre enn dybdeintegrert numerisk modell i to dimensjoner. Det kan likevel ikke konkluderes med at 1D-modellen er bedre egnet enn 2D-modellen, da det er knyttet usikkerhet til utformingen av 2D-modellen. Sammenlignet med DDD-modellen oppnår numerisk modell i én dimensjon tilsvarende resultater i valideringskriteriene KGE og NSE. DDD-modellen oppnår NSE mellom 0.691 og 0.723, mot 0.749 for numerisk 1D. For KGE oppnår DDD-modellen verdier mellom 0.742 og 0.842, mot 0.7064 for numerisk 1D.

Kalibrering av hydraulisk ledningevne med stasjonær strømning gir et estimat på $1.23 \cdot 10^{-3}$ m/s. Dette er høyere enn estimatet med ikke-stasjonær strømning fra denne oppgaven på $3.5 \cdot 10^{-4}$ m/s og tidligere funn for finknusrt LECA mellom på mellom $1 \cdot 10^{-4}$ og $4 \cdot 10^{-4}$ m/s, men lavere enn $5 \cdot 10^{-2}$ m/s som produsenten av LECA oppgir. Retensjonskapasiteten ble estimert til å være mellom 11 og 52 mm.

Målet ved bruk av et grønt tak som overvannstiltak er å forsinke flomtopper og redusere mengden avrenning. Samtidig må vannet som tilbakeholdes ikke oppbevares for lenge slik at det grønne taket er klart til å ta i mot neste nedbørshendelse. Sensitivitetsanalysen viser at avrenning avhenger mer av hydraulisk ledningevne enn av drenerbar porøsitet.

I planleggingen av byer og til dimensjonering av grønne tak er hydraulisk ledningevne og porøsitet avgjørende parametere. Utformingen av det ideelle grønne taket avhenger av plassering i nedbørsfelt og klimatiske forhold.

6.1 Videre arbeid

Forskningsinfrastrukturen Bia, som er etablert på Ås, er et godt utgangspunkt for videre studier på grønne tak. Det vil gi et ytteligere bidrag til forskningen om en numerisk modell i en dimensjon blir validert med virkelige nedbørshendelser og eventuelt kontrollerte nedbørssimuleringer. Det anbefales å utvikle en dybdeintegrert modell i to dimensjoner som har det grønne takets utforming og dermed kunne sammenligne det med 1D numerisk modell og dybdeintegrert 2D modell som ble utviklet i denne oppgaven.

Det grønne takets retensjonskapasitet avhenger av feltkapasiteten, og det vil være et bidrag til forskningen med mer detaljerte estimater på feltkapasitet for det grønne taket. Å gjennomføre inversmodellering med drenerbar porøsitet som regner ut tilbakeholdelse vil være nyttig for å få et bedre bilde av sensitiviteten til parameteren.

Referanser

- Bakke, M. C. A. (2020). Løsninger for nedbørssimulerende vanningsanlegg på grønne tak. Masteroppg. Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Bassøe, P. A. (2020). Grønne tak med magasinerende sjikt: Avrenning ved kontrollerte fyllingsforsøk og kalibrering av DDD-modellen. Masteroppg. Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Byggetekniskforskrift (2017). Forskrift om tekniske krav til byggverk. (FOR-2017-06-19-840). Lovdata. URL: <https://lovdata.no/forskrift/2017-06-19-840>.
- Fetter, C. W. (2001). *Applied hydrogeology*. eng. Upper Saddle River, N.J.
- Fordal, E. A. F. (2018). Avrenning fra to grønne tak ved forskningsinfrastrukturen «Bia» i Ås kommune. Masteroppg. Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K. K. og Martinez, G. F. (2009). Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of hydrology* 377 (1-2): 80–91.
- Hamouz, V., Lohne, J., Wood, J. R. og Muthanna, T. M. (2018). Hydrological performance of LECA-based roofs in cold climates. *Water* 10 (3): 263.
- Harbaugh, A. W. (2005). *MODFLOW-2005, the US Geological Survey modular ground-water model: the ground-water flow process*. US Department of the Interior, US Geological Survey Reston, VA.
- Hendriks, M. (2010). *Introduction to physical hydrology*. Oxford University Press.
- Johannessen, B. G., Hanslin, H. M. og Muthanna, T. M. (2017). Green roof performance potential in cold and wet regions. *Ecological Engineering* 106: 436–447.
- Knoben, W. J., Freer, J. E. og Woods, R. A. (2019). Inherent benchmark or not? Comparing Nash–Sutcliffe and Kling–Gupta efficiency scores. *Hydrology and Earth System Sciences* 23 (10): 4323–4331.
- Li, Y. og Babcock Jr, R. W. (2014). Green roof hydrologic performance and modeling: a review. *Water Science and Technology* 69 (4): 727–738.
- Lindholm, A. O. G., Bjerkholt, J. T. og Lien, O. (2012). Fremmedvann i nordiske avløpsledningsnett. *Norsk Vannforening* 1: 47.
- Lindholm, O., Endresen, S., Thorolfsson, S., Sægrov, S., Jakobsen, G. og Aaby, L. (2008). Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering. *Norsk vann* 162: 8.
- MathWorks. (2021). *trapz*. [På internett; besøkt 26-oktober-2021]. URL: <https://se.mathworks.com/help/matlab/ref/trapz.html>.
- Nash, J. E. og Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. *Journal of hydrology* 10 (3): 282–290.

- Noreng, K., Kvalvik, M., Busklein, J. O., Ødegård, I. M., Clewing, C. S. og French, H. K. (2012). Grønne tak. Resultater fra et kunnskapsinnhentingsprosjekt.
- Oslo kommune (2021). *Elveåpning i Oslo*. [På internett; besøkt 03-november-2021]. URL: <https://www.oslo.kommune.no/miljo-og-klima-1/slik-jobber-vi-med-miljo-og-klima/elveapning-i-oslo/#gref>.
- Ritter, A. og Munoz-Carpena, R. (2013). Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *Journal of Hydrology* 480: 33–45.
- Saint-Gobain (2019). *Leca storm water management technical guide*. URL: <https://www.leca.no/sites/leca.no/files/pdf/Storm%20water%20technical%20guidelines%20brosjyre.pdf>.
- Schwartz, F. W. og Zhang, H. (2002). *Fundamentals of ground water*. John Wiley & Sons.
- Ueland, J. S. (2018). Effekten av Bia: en forskningsinfrastruktur med grønne tak: innledende studier. Masteroppg. Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Vannressursloven (2000). Lov om vassdrag og grunnvann. (LOV-2000-11-24-82). Lovdata. URL: <https://lovdata.no/lov/2000-11-24-82>.
- VanWoert, N. D., Rowe, D. B., Andresen, J. A., Rugh, C. L., Fernandez, R. T. og Xiao, L. (2005). Green roof stormwater retention: effects of roof surface, slope, and media depth. *Journal of environmental quality* 34 (3): 1036–1044.
- Verhoest, N. E. og Troch, P. A. (2000). Some analytical solutions of the linearized Boussinesq equation with recharge for a sloping aquifer. *Water Resources Research* 36 (3): 793–800.
- Viker-Walsøe, A. og Valle, J. S. (2020). Grønne tak med magasinerende sjikt: hydrologisk effekt og avrenningsmodellering med DDD-modellen. Masteroppg. Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- De-Ville, S., Menon, M., Jia, X., Reed, G. og Stovin, V. (2017). The impact of green roof ageing on substrate characteristics and hydrological performance. *Journal of Hydrology* 547: 332–344.
- Willmott, C. J. og Matsuura, K. (2005). Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. *Climate research* 30 (1): 79–82.
- Zhang, Z., Szota, C., Fletcher, T. D., Williams, N. S. og Farrell, C. (2019). Green roof storage capacity can be more important than evapotranspiration for retention performance. *Journal of environmental management* 232: 404–412.
- Øyre, A. S. og Trommald, J. (2018). Etablering av Bia, en forskningsinfrastruktur med grønne tak. Masteroppg. Norwegian University of Life Sciences, Ås.

Vedlegg A. Konseptuell modell

Tabell A.1: Oversikt over parametere i modellen.

	En dimensjon	Dybdeintegreert 2D
Dimensjoner	10 meter * 1 meter * 0.15 meter	10 meter * 1 meter * 1.15 meter
Grid	21 * 1 * 1	10 * 5 * 1
Tid	200 000 sek (2.3 døgn)	200 000 sek (2.3 døgn)
Tidssteglengde	60 sek	60 sek
Akviferlag	1	1
Hydraulisk lednings- evne	0.001 m/s	0.001 m/s
Hydraulisk lednings- evne i slukceller	1 m/s	1 m/s
Nedbør	$1 * 10^{-15}$ m/s	$1 * 10^{-15}$ m/s
Opprinnelig vannivå	0.15 m (toppen av modell)	1.15 m (toppen av modell)
Konstant vannivå i sluk	0.01 m	1.0 m

Vedlegg B. Matlab-funksjoner

Kalibrering av hydraulisk ledningsevne med horisontal bunn

```
1 function calibration_horizontal(k_min,k_max,L, N, h1)
2 %input er minimum og maksimum K, lengde på akvifer, nedbor (m/s) og head
  i utstromning
3 av = [ 1.25; 2.85; 3.35; 4.65; 5.4; 6.65; 8.8]; % avstand fra sluk (m)
4 sen = [0.0929; 0.0997; 0.1218; 0.1048; 0.1042; 0.0874; 0.0459]; %
  Observert vannspeil i sensor
5 bunn = 0.0242.*av; %bunntopografi
6 diagonal_head = bunn + sen;
7 k_sim = k_min:0.000001:k_max;
8 %% Ligning for vannspeil i en retning
9 h_sim = sqrt(((N./k_sim).*(L^2-av.^2))+h1^2);
10 h_sim = flip(h_sim);
11 obj = (1/8)*sum(abs(diagonal_head-h_sim));
12 diff_obj_2 = abs(diagonal_head-h_sim);
13 obj_weight = (1/8)*((2.85*diff_obj_2(1,:)+ 0.65*diff_obj_2(2,:) + 2.65*
  diff_obj_2(3,:) + 1.3*diff_obj_2(4,:) + 2.45* diff_obj_2(5,:) + 1.4*
  diff_obj_2(6,:) + 3* diff_obj_2(7,:))/ 14.3) ;
14
15 figure
16 plot (k_sim,obj)
17 xlabel('Hydraulisk ledningsevne (m/s)')
18 ylabel('Gjennomsnittlig absolutte feil (MAE)')
19 title('Flat bunn – gjennomsnitt')
20 set(gca,'fontsize',14)
21
22 figure
23 plot(k_sim,obj_weight)
24 xlabel('Hydraulisk ledningsevne (m/s)')
25 ylabel('Gjennomsnittlig absolutte feil (MAE)')
```

```

26 title('Flat bunn – vektet avstand')
27 set(gca,'fontsize',14)
28 end

```

Kalibrering av hydraulisk ledningevne med hellende bunn

```

1 function calibration_slope(k_min,k_max,L, N2,i,D,ne)
2 av = [0; 1.25; 2.85; 3.35; 4.65; 5.4; 6.65; 8.8]; % avstand fra sluk (m)
3 sen = [0.001; 0.0929; 0.0997; 0.1218; 0.1048; 0.1042; 0.0874; 0.0459]; %
    Observervert vannspeil i sensor
4 k_sim = k_min:0.00000001:k_max;
5
6 %% Hjelpenfunksjoner som brukes i hovedfunksjonen
7 p = (L *sind(i)*((sqrt(k_sim.^2 *sind(i)^4 + 2*N2^2)) - (k_sim.*sind(i)
    ^2)))./ (2*N2*D);
8 K = k_sim.*p*D.*(cosd(i)./ne);
9 U = k_sim.*(sind(i)./ne);
10 a = -U./(2.*K);
11
12 %% Ligning for vannspeil i en retning
13 h_slope_sim = N2.*(1-exp(2.*a.*av)+ 2.*a.*((exp(2.*a.*av)-1).*L)+av))
    ./ (4*(a.^2).*ne.*K);
14
15 %Differanse mellom simulert og observervert vannspeil
16 diff_obj = abs(h_slope_sim-sen);
17
18 %Summerer opp differansene for a se hvilken Ks som gir minst differanse
19 %totaltsett for alle maalepunkter.
20 obj_slope = (1/8)*sum(abs(h_slope_sim-sen));
21
22 %Summen av differansene, vektet for avstanden til maalepunkter.
    Maalepunktene
23 %naermest simulert vannspeil er vektet hoyere enn de lengere unna.
24 obj_slope_weight = (1/8)* ((2.85*diff_obj(2,:)+ 0.65*diff_obj(3,:) + 2.65*
    diff_obj(4,:) + 1.3*diff_obj(5,:) + 2.45* diff_obj(6,:) + 1.4*
    diff_obj(7,:) + 3* diff_obj(8,:))/ 14.3) ;
25
26 figure
27 plot(k_sim,obj_slope)

```



```

28 xlabel('Hydraulisk ledningsevne (m/s)')
29 ylabel('Gjennomsnittlig absolutte feil (MAE)')
30 title('Hellende bunn – gjennomsnitt')
31 set(gca,'fontsize',14)
32 figure
33 plot(k_sim,obj_slop_weight)
34 xlabel('Hydraulisk ledningsevne (m/s)')
35 ylabel('Gjennomsnittlig absolutte feil (MAE)')
36 title('Hellend bunn – vektet avstand')
37 set(gca,'fontsize',14)
38 end

```

Manuell utregning av vannføring fra dybdeintegrert 2D-modell

```

1 function Q = manuellQ()
2 %Denne funksjonen beregner Q ved aa beregne endringen i
   grunnvannsspeilet
3 load('vanniva.mat') %Laster inn vannivaa i cellene langs diagonalen for
   hvert tidssteg
4 X = vanniva(1,:); %Definerer tidsaksen
5 Y = vanniva(2:181,:); %Definerer vannhoyde
6 B = trapz(X,Y,2); %Beregner arealet under grunnvannsspielet for hvert
   tidssteg
7 Q = zeros(1,180);
8 j = 1;
9 for i = 1:179
10     Q1 = (B(i)-B(i+1))*0.3/60; %Beregner Q ved bruk av differansen mellom
        vannhoyde for hvert tidssteg ganget med effektiv porositet
11     Q(j) = Q1*4.5*1000; %Ganger med 4.5 for aa faa riktig vannbalanse og
        1000 for aa gjore om enhet
12     j = j+1;
13 end
14
15 plot(0:60:10740,Q)
16
17 load alleQ
18 Q=Q';
19 Q_alle(:,6) = Q(:);
20 end

```

Analytisk løsning for avrenning (lign 2.27)

```

1 function data = analytical_transient_outflow(k,ne)
2
3 L = 11.18; %lengde pa akvifer
4 B = 0.15; %dybde pa akvifer
5 i= 1.432; %helning i grader
6 N= 5*10^-7; %nedbor i m/s
7 D= 0.15; %dybde akvifer
8 qd = zeros(1,10); %tom vektor for a tilskrive resultater
9 j=1;
10 n=1:1:100;
11
12 %% hjelpefunksjoner
13 z = (2*n-1)*(pi/2);
14 p = (L *sind(i)*((sqrt(k^2 *sind(i)^4 + 2*N^2)) - (k*sind(i)^2)))/ (2*N*
    D);
15 K = k*p*D*(cosd(i)/ne);
16 U = k*(sind(i)/ne);
17 a = -U/(2*K);
18
19 %%
20 for t = 60:60:6420
21     delA = 2.*z.^2.*((ne*K*B).*(z.^2-(a*L)^2)-(L^2*N));
22     delC = exp(a*L) - 2.*cosd(z);
23     y = -K.*((z.^2./L^2)+a^2);
24     delD = exp (y.*t - a*L);
25     delE = (L.*(z.^2 +(a*L)^2).*(z.^2+(a*L)^2-a*L));
26     summen = sum((delA.*delC.*delD)./(delE));
27
28     q = - N*L - summen;
29     qd(j) = q*4.5*1000;
30     j=j+1;
31 end
32 plot(60:60:6420,qd)
33 hold on
34 qd = qd';
35 table((60:60:6420)',qd);
36 data = qd;
37 end

```

Mean absolute error - MAE

```
1 function svar = MAE(Xobs,Xsim)
2 n = length(Xobs);
3 svar = (1/n)*(sum(abs(Xobs - Xsim)));
4 end
```

Sensitivitetsanalyse

```
1 function output = sensitivitet()
2 load Qobs.mat;
3 A = zeros(5,10);
4 i = 1;
5
6 for k=0.00001:0.00001:0.0015
7     j = 1;
8     for ne=0.1:0.01:0.5
9         Qsim = analytical_transient_outflow(k,ne);
10        A(j,i) = MAE(Qobs,Qsim);
11        j=j+1;
12    end
13    i=i+1;
14 end
15 output = A;
16 figure
17 imagesc(0.00001:0.00001:0.0015,0.1:0.01:0.5,A)
18 end
```


Vedlegg C. Observasjoner fra forsøk

Forsøkene ble gjennomført i samarbeid med Peter Andreas Bassøe.

Tabell C.1: Notater og observasjoner fra første resesjonsforsøk 29.09.2020

Tidspunkt	Observasjon
10:01	Start oppfylling. Vannslange plassert i nordre hjørne av taket og vannføringsmåleren målte 0.002 l/s. Det var nedbør da oppfyllingen startet.
10:37	Vannspeil rett under sedum i takets øverste del.
10:44	Synlig overflateavrenning.
11:35	Kontrollerer vannstand i alle hjørner.
12:06	Stoppet oppfyllingen.
12:09	Satt i gang tømning ved å fjerne propp.
12:34	Overflateavrenning er ferdig og vannføring ut av taket skjer kun via bunnen av slukboksen.
13:40	Avslutter observasjonen.

Tabell C.2: Notater og observasjoner fra andre resesjonsforsøk 01.10.2020

Tidspunkt	Observasjon
09:23	Start oppfylling.
09:58	Synlig overflateavrenning.
10:03	Slukkasse er full.
10:04	Måler vannføringen i vanntilførselen på 0.83 l/s.
11:23	Stoppet oppfyllingen.
11:47	Satt i gang tømning ved å fjerne propp.
12:11	Overflateavrenning er ferdig og vannføring ut av taket skjer kun via bunnen av slukboksen.
12:13	Observerer overflateavrenning i nedre del av taket.
13:16	Avslutter observasjonen.

Tabell C.3: Notater og observasjoner fra forsøk med stasjonær strømning
(23.10.2020 - 07.11.2020)

Tidspunkt	Observasjon
23.10	Utførte målinger av vannføring ved kranen med bøttemetoden og dryppslanger for å få en idé om vannføringen ved ulik åpning av kranen.
23.10 kl. 10:34	Startet å fylle opp taket med vannslange og tett utløp.
23.10 kl. 11:50	Stoppet oppfyllingen og satt på dryppslangene.
03.11 kl. 15:30	Merket at vannivået var for høyt i taket ved å laste inn data fra sildre.no.
03.11 kl. 15:44	Koblet på vanntilførselen med vannføring på 0.03 l/s målt med bøttemetoden.
04.11 kl. 14:50	Kontrollerte at vanntilførselen på taket hadde samme vannføring som dagen før på 0.03 l/s.
08.11 kl. 10:00	Avsluttet forsøket.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway