



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2022 30 stp**  
Fakultetet for realfag og teknologi

# **Metodeutvikling for trinn 1 i tre-trinnsstrategien for overvann og anvendelse for vurdering av overvannsgebyr**

Method development for step 1 in the three-step strategy for surface water and application for assessment of surface water fee

Haris Kazinic

Industriell økonomi



## **Forord**

Denne oppgaven er skrevet våren 2022, og er et sluttresultat av min mastergrad innen industriell økonomi med fordypning i vann- og miljøteknikk. Oppgaven omhandler metodeutvikling for ytelse av naturbaserte løsninger samt vurdering av lønnsomhet.

Jeg vil takke Kim Haukeland Paus for å ha vært tilgjengelig gjennom hele arbeidet, med veldig god veiledning og tilbakemeldinger. I tillegg vil jeg takke Erlend Øyvind for hjelp med innsamling av data, og David Barton for hjelp knyttet til beregning av overvannsgebyr.

Ellers vil jeg takke familie og venner for konstant støtte, ikke bare i løpet av masteroppgaven, men gjennom hele studietiden.

Sarpsborg, 15.05.2022  
Haris Kazinic

# Innhold

<b>FORORD</b> .....	<b>II</b>
<b>INNHOLD</b> .....	<b>III</b>
<b>FIGURER</b> .....	<b>V</b>
<b>TABELLER</b> .....	<b>VI</b>
<b>FORKORTELSER</b> .....	<b>VII</b>
<b>1 SAMMENDRAG</b> .....	<b>1</b>
<b>2 ABSTRACT</b> .....	<b>2</b>
<b>3 INTRODUKSJON</b> .....	<b>3</b>
3.1 FORMÅL MED OPPGAVEN .....	4
3.2 STRUKTUR I OPPGAVEN .....	4
<b>4 METODE</b> .....	<b>5</b>
4.1 KLIMATOLOGISKE OBSERVASJONER .....	5
4.2 MODELLERING I SWMM.....	6
4.2.1 Overflateavrenning .....	6
4.2.2 Nedbørfelt .....	7
4.2.3 LID modul.....	7
4.3 VARIABEL-VERDIER.....	8
4.3.1 Sensitivitetsanalyse .....	8
4.3.2 Utgangspunkt for videre modellering .....	9
4.4 GJENNOMFØRING AV SIMULERINGER .....	10
4.5 SYMBOLSK REGRESJON VIA GENETISK PROGRAMMERING .....	11
4.6 VURDERING AV OVERVANNSGEBYR OG NÅR DET LØNNER SEG MED TILTAK .....	12
4.6.1 Overvannsgebyr .....	12
4.6.2 Kostnad for tiltak .....	13
4.6.3 Totale kostnader.....	15
4.6.4 Monte Carlo simuleringer.....	15
<b>5 RESULTATER OG DISKUSJON</b> .....	<b>16</b>
5.1 UTVIKLING AV MODELL FOR VOLUMAVRENNINGSKOEFFISIENT .....	16
5.1.1 Vurdering av usikkerhet for $\phi_v$ .....	17
5.1.2 Vurdering av andre klimaregioner .....	19
5.1.3 Evaluering av likninger sett opp mot observerte data .....	20
5.1.4 Begrensninger og gyldighetsområde .....	22
5.2 BETRAKTNINGER KNYTTET TIL OVERVANNSGEBYR OG LØNNSOMHET .....	22
5.2.1 Monte Carlo simuleringer for lønnsomhet i Oslo.....	23
5.2.2 Klimaendringer .....	24
5.2.3 Regneeksempel for å vurdere lønnsomhet .....	25
<b>6 KONKLUSJONER</b> .....	<b>25</b>
6.1 VIDERE ARBEID .....	26
<b>7 REFERANSER</b> .....	<b>27</b>
<b>VEDLEGG A: FROST PYTHON KODE</b> .....	<b>29</b>
<b>VEDLEGG B: MODELL I SWMM</b> .....	<b>31</b>
<b>VEDLEGG C: KODE FOR SYMBOLSK REGRESJON</b> .....	<b>32</b>



## Figurer

Figur 1: Generell beskrivelse av metodene og prosessen for å finne modell for volum-avrenningskoeffisient. ....	5
Figur 2: Modellering av overflateavrenning i SWMM. ....	7
Figur 3: Regnbed med noen viktige variabler for dimensjonering. ....	8
Figur 4: Sammenhengen mellom $f$ -verdier og $\varphi v$ for ulike verdier av $\alpha$ . Punkter representerer verdier av $\varphi v$ beregnet i SWMM mens kurver representerer bruk av likning (2). ....	10
Figur 5: Tilfeldig simulering av verdier. Samler seg i en klynge. ....	11
Figur 6: Kontrollert simulering av verdier (LHS). ....	11
Figur 7: Modellert $\varphi v$ regnet ut via ligning x, mot observert $\varphi v$ i SWMM. ....	18
Figur 8: Usikkerheten av $\varphi v$ for ulike $\alpha$ -verdier. ....	18
Figur 9: Beregnede verdier for $\varphi v$ basert på tiltaksparametere fra Tabell 7 og ligning (20). ....	21
Figur 10: Sannsynlighet for forekomst av $\varphi v$ simulert via Monte Carlo. Basert på nåtidens nedbørmengder. ....	23
Figur 11: Sannsynlighet for forekomst av diverse verdier for $\varphi v$ simulert via Monte Carlo. RCP8,5 scenario for 2045. ....	24
Figur 12: Sannsynlighet for forekomst av diverse verdier for $\varphi v$ simulert via Monte Carlo. RCP8,5 scenario for 2085. ....	24

## Tabeller

Tabell 1: Klimaregioner med periode data er hentet ut ifra.....	5
Tabell 2: Nedbørfelt- og tiltaksvariabler som brukes ved modellering i SWMM.....	8
Tabell 3: Variabel-verdier (gjennomsnitts-, maks- og minimum-verdi) samt konstanter for Monte Carlo simuleringer. ....	15
Tabell 4: Ligning for $\alpha$ basert på data fra Oslo (Blindern), samt $R^2$ . ....	16
Tabell 5: Justering av $\varphi v$ basert på beregnet $\alpha$ -verdi. ....	19
Tabell 6: Ligning for $a$ for Oslo, Bergen og Trondheim, samt $R^2$ . Tre ligninger totalt, simulert med klimadata fra forskjellige værstasjoner, for hvert område. ....	19
Tabell 7: Sammendrag av tiltaksparametere og $\varphi v$ for RIS, L34B, and NB21. (Paus, et al., 2016) .....	20

## **Forkortelser**

LOD	Lokal overvannsdiskonering
SWMM	Storm water management model
LID	Low impact development
LHS	Latin hypercube sampling
RCP	Representative concentration pathways
IVF	Intensitet-varighet-frekvens
API	Application programming interface
MET	Meteorologisk Institutt



# 1 Sammendrag

Fortetting, større nedbørmengder og underdimensjonert avløpsnett bidrar til å øke utfordringer knyttet til overvann i urbane områder. For å imøtekomme utfordringer anbefales det å implementere naturbaserte tiltak i tråd med tre-trinnsstrategien for overvannshåndtering. Mens formålet med trinn 2 og 3 i tre-trinnsstrategien omfatter å redusere skader som følge av kraftig nedbør, defineres formålene med trinn 1 typisk som å etterstrebe en naturlig vannbalanse for vann i urbane områder, rense forurenset avrenning og å utnytte vannet som en ressurs ved normale nedbørsituasjoner. Ytelsen til tiltak ved trinn 1 i et lite urbant nedbørfelt vil slik avgjøre mengden overvann som tilføres avløpsanlegget i løpet av et år. Tiltak bør derfor kunne redusere nivåer/satser ved et mulig fremtidig overvannsgebyr som baseres på mengde overvann tilført avløpsanlegg.

I dag finnes det metoder for vurdering av ytelsen til tiltak ved kraftig nedbør knyttet til trinn 2 og 3, men kun begrenset med tilsvarende metoder for vurdering av ytelse i trinn 1. Hovedformålet med oppgaven er derfor å utvikle en modell som beskriver ytelsen til tiltak ved trinn 1, og videre vurdere mulige konsekvenser for et fremtidig overvannsgebyr. Som tilnærming er volumavrenningskoeffisienter ( $\varphi_v$ ) for urbane nedbørfelt (1 ha) med regnbed simulert ved å benytte SWMM sammen med historiske klimadata. Videre er symbolsk regresjon via genetisk algoritme benyttet til å utvikle likninger for  $\varphi_v$  der tiltakets egenskaper utgjør inngangsverdier.

Resultatene viser at likningene med høy presisjon ( $R^2 > 0,9$ ) predikerer  $\varphi_v$ - verdier som simuleres via SWMM over 53 år med klimadata for Oslo. Ved undersøkelse av klimaregioner (Trondheim og Bergen) ble det funnet likninger med tilsvarende god presisjon ( $R^2 > 0,9$ ). Inngangsverdiene i likning(e) omfatter regnbedets areal, lagringsdybde og mettet hydraulisk konduktivitet på overflaten samt vannets vertikale perkolasjonshastighet fra tiltak til omkringliggende løsmasser.

Ved å kombinere ligningen for  $\varphi_v$  med et tidligere formelverk for overvannsgebyr, samt rapporterte kostnader for tiltak, drift og kommunal avløpshåndtering, er det via Monte Carlo simuleringer beregnet sannsynligheten for at grunneier har et økonomisk insentiv for å etablere naturbasert tiltak lokalt. Over en periode på 50 og 100 år er det funnet at etablering av tiltak vil være økonomisk lønnsomt i henholdsvis 84 og 93 % av tilfellene. Grunnet større fremtidige nedbørmengder forventes det at lønnsomheten ved tiltak også øker.

## 2 Abstract

Densification, higher rainfall and undersized sewerage networks contribute to increasing challenges related to surface water in urban areas. To meet challenges, it is recommended to implement nature-based measures in line with the three-step strategy for surface water management. While the purpose of steps 2 and 3 in the three-step strategy includes reducing damage due to heavy rainfall, the purposes of step 1 are typically defined as to strive for a natural water balance for water in urban areas, to purify polluted runoff and to utilize water as a resource by normal rainfall situations. The performance of measures at stage 1 in a small urban precipitation field will thus determine the amount of surface water that is supplied to the drainage system during a year. Measures should therefore be able to reduce levels / rates at a possible future surface water fee based on the amount of surface water supplied to the sewage system.

Today, there are methods for assessing the performance of measures in the event of heavy rainfall related to steps 2 and 3, but only limited with corresponding methods for assessing performance in step 1. The main purpose of the thesis is therefore to develop a model that describes the performance of measures at step 1, and further assess possible consequences for a future surface water fee. As an approximation, volume runoff coefficients ( $\varphi_v$ ) for urban precipitation fields (1 ha) with rain beds are simulated using SWMM together with historical climate data. Furthermore, symbolic regression via genetic algorithm is used to develop equations for  $\varphi_v$  where the properties of the measure constitute input values.

The results show that the equations with high precision ( $R^2 > 0.9$ ) predict  $\varphi_v$  values that are simulated via SWMM over 53 years with climate data for Oslo. When examining climate regions (Trondheim and Bergen), equations with similar good precision were found ( $R^2 > 0.9$ ). The input values in the equation(s) include the area of the rain bed, storage depth and saturated hydraulic conductivity on the surface as well as the vertical seepage rate of the water from measures to surrounding loose materials.

The probability that the landowner has a financial incentive to establish nature-based measures locally has been, by combining the equation for  $\varphi_v$  with a previous formula for surface water charges, as well as reported costs for measures, operation and municipal wastewater management, calculated via Monte Carlo simulations. Over a period of 50 and 100 years, it has been found that the establishment of measures will be financially profitable in 84 and 93% of the cases, respectively. Due to larger future rainfall, it is expected that the profitability of measures will also increase.

### 3 Introduksjon

Stortingsmelding nr 33 (2012-2013) – Klimatilpasning i Norge definerer overvann slik: «Overvann er vann som renner av på overflaten av tak, veger, og andre tette flater etter nedbør, stormflo eller smeltevann». Klimaendring i form av våtere vær, i kombinasjon med fortetting av byer, vil gi mer overvann. Konsekvensene av dette, dersom avrenningen ikke håndteres, er skade på byggverk, helse og miljø. NOU 2015:16 estimerte skadekostnadene forårsaket av overvann til 1,6 til 3,2 milliarder kroner årlig. Uten forebyggende tiltak vil kostnadene øke i takt med hyppigere og mer intens nedbør. Kostnader i størrelsesorden 45 til 100 milliarder kroner kan bli en realitet i løpet av de neste 30 årene, dersom ingen forebyggede tiltak iverksettes (NOU 2015:16, 2015).

Norsk Vann sin tre-trinnsstrategi er en anerkjent retningslinje for håndtering av nedbør. Prinsippet er at strategien skal kunne hjelpe til med å optimalisere bruken av lokale og åpne overvannsløsninger. Problemer med forurensning fra overløpsutslipp og overvann samt økte flomskader bringes under bedre kontroll, uten at man må investere store summer i kostbare ledningsnett (Lindholm, et al., 2008). Strategien går ut på å redusere og forsinke avrenningen ved å infiltrere mindre nedbørmengder (trinn 1), fordrøye større nedbørmengder (trinn 2) og avlede de største (trinn 3). Et trinn som omfatter nødvendig planlegging for å gjennomføre de etterfølgende trinnene er også, i noen modeller, lagt til som trinn 0. Infiltrasjon og/eller fordrøyning av overvann lokalt, og deretter sørge for trygg avrenning til resipient, er derfor mer formålstjenlig enn å lene seg på avløpsnettet alene.

Det følger av kapittel 4.3 – Krav til planprosess og beslutningsgrunnlag, avsnitt i statlige planretningslinjer (SPR), at bevaring, restaurering eller etablering av naturbaserte løsninger bør vurderes. Naturbaserte løsninger kan tolkes på forskjellige måter. Magnussen et al. (2017) har gitt følgende definisjoner:

- løsninger som bruker eller restaurerer eksisterende naturtyper og økosystemer.
- løsninger som baserer seg på bruk av natur (semi-naturlige løsninger).
- løsninger som oftest kategoriseres under blågrønn infrastruktur, og som i større grad kan involvere «naturhermende» løsninger, for eksempel konstruksjon av overvannsdammer, grøfter etc.

Det finnes naturbaserte løsninger som oppfyller hvert trinn innenfor tretrinnsstrategien. Alle løsninger yter forskjellig, og det er vanskelig å ta stilling til flere innenfor en og samme rapport. Av den grunn er det valgt å gå videre med regnbed som valg av naturbasert løsning i denne analysen.

For å dimensjonere tiltak forutsettes det at man har tilstrekkelig gode data knyttet til feltparametere, benytter en nedbør-avløpsmodell (for eksempel rasjonale formel, SWMM eller liknende) samt tar stilling til funksjonskrav (for eksempel dimensjonerende nedbørhendelse, maksimalt påslipp til offentlig avløpsanlegg etc.). På grunn av detaljeringsnivået utføres normalt slike vurderinger i forbindelse med detaljeringen og prosjektering av området. Praksis er således i konflikt med prinsippet om at det er i en tidligere fase (for eksempel regulering) det er behov for å kunne avsette tilstrekkelig arealer til tiltak samt plassering (jfr. trinn 0 i tre-trinnsstrategien). I dag har vi imidlertid relativt få metoder for enkle verktøy som kan benyttes til vurderingen av overvann ved trinn 1 i en tidlig fase.

Funksjonene til trinn 1 vil kunne være å sikre en naturlig vannbalanse gjennom infiltrasjon, fordampning og opptak av vann i vegetasjon, rense forurenset overvann, redusere mengden uønsket vann tilført avløpsrenseanlegget, utnytte vannets estetiske eller økologiske potensial og/eller gjenbruke overvann (Paus, 2018). I Paus (2018) er det utarbeidet statistikk for nedbør tilhørende trinn 1 som kan brukes til å dimensjonere tiltak for dette trinnet. En stor usikkerhet ved en slik tilnærming introduseres i det man benytter et modellregn. Ytterligere usikkerhet vil komme om man i det videre benytter den rasjonale formel som nedbør-avløpsmodell. Ved å bruke nedbør-avløpsmodeller med evne til å beskrive flere feltprosesser i kombinasjon med historiske nedbørdata vil usikkerheten kunne reduseres.

Med utgangspunkt i dagens kapasitet og utvikling innen nedbør-avløpsmodeller, maksinlæringsmetoder samt stadig lengre tidsserier for klima er det derfor naturlig å vurdere om andre metoder enn de manuelle kan benyttes til å lage bedre modeller for vurdering av overvannstiltak i trinn 1. SWMM (Storm Water Management Model) er et eksempel på nedbør-avløpsmodell som beregner naturbaserte tiltak på detaljert måte og innehar moduler for både varierende tiltaksutforming av håndtering av nedbør via fordampning, infiltrasjon og overløp (Rossman, 2015). En åpenbar fordel med SWMM er at det er open source og at modellen derfor kan kombineres med andre «program-pakker».

Kommunene stiller krav til overvannshåndtering på egen eiendom. Et fast overvannsgebyr, som gir tomteeier et estimat på kostnader forårsaket av overvann, kan gi et insentiv til investering av lokale blågrønne tiltak (Barton, et al., 2021). Dette krever en billig og enkel måte for tomteeier å finne ut av hvor mye avrenning som kan forventes ved ulike tiltak, hvor dyrt tiltaket er samt hvor stort overvannsgebyret er. Når alt dette er på plass, kan det anvendes ulike metoder for å vurdere dersom lokal overvannsdiskontering (LOD) vil lønne seg for enkeltpersoner.

### **3.1 Formål med oppgaven**

Det overordnede målet med denne oppgaven er å utvikle en enkel modell som kan benyttes til vurdering av et tiltaks funksjonskrav jfr. trinn 1 i tre-trinnsstrategien i små urbane felt. For å gjøre dette brukes SWMM sammen med symbolsk regresjon via genetiske algoritmer og historiske klimadata. En slik enkel modell vil kunne ha potensiale til både å dimensjonere nye tiltak, vurdere eksisterende tiltak samt gi nyttig innspill for vurdering av fastsettelse av et eventuelt overvannsgebyr.

For å imøtekomme det overordnede målet er følgende delmål definert:

1. Benytte SWMM sammen med symbolsk regresjon og historisk klimadata til å utvikle en modell som anslår langtids hydrologisk ytelse av regnbed i et lite urbant nedbørfelt.
2. Vurdere om tomteeier har økonomisk insentiv for å etablere regnbed under forutsetning av et volumetrisk overvannsgebyr.

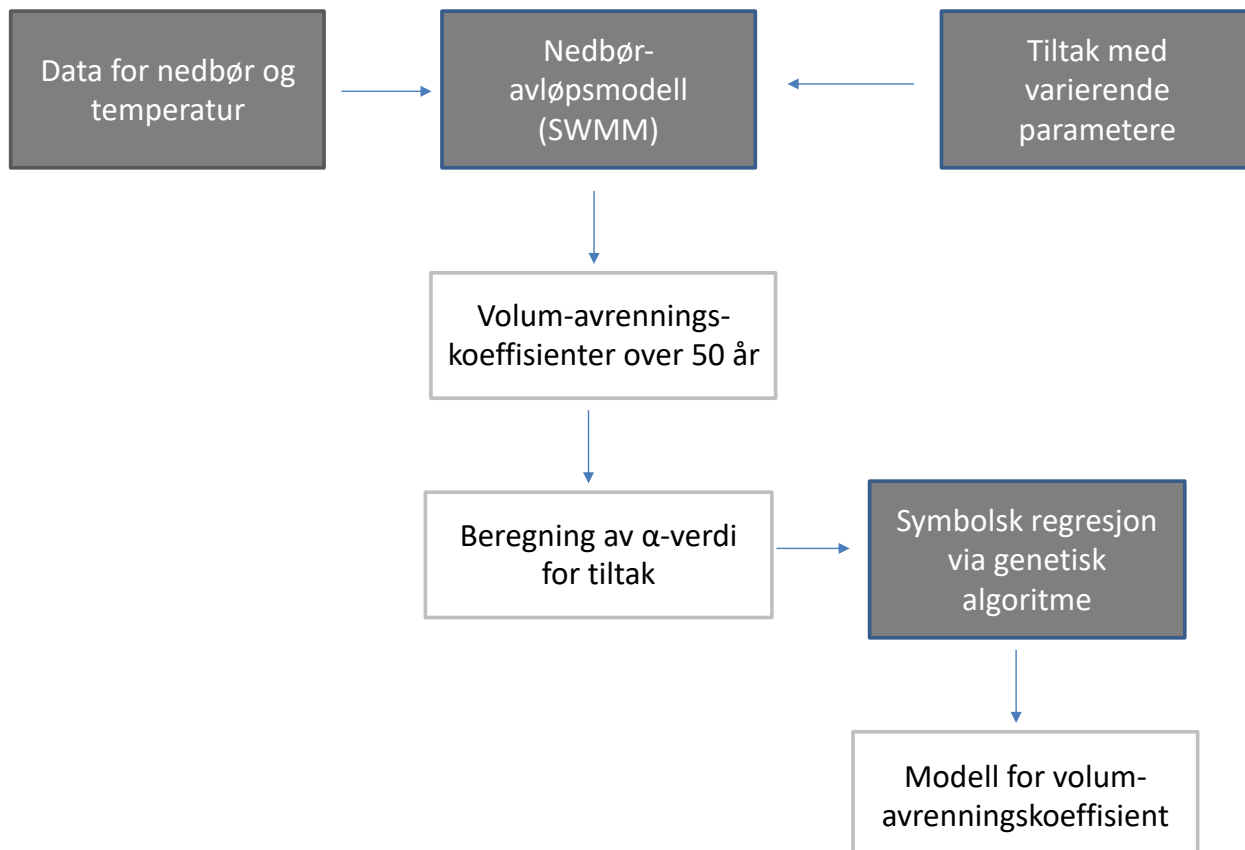
### **3.2 Struktur i oppgaven**

Oppgaven følger hovedsakelig IMRaD-strukturen, med unntak av delkapitler for både resultater og diskusjon, da disse er slått sammen. Masteroppgaven er tverrfaglig i og med at metoder og temaer slik som overvannsmodellering, økonomi og programmering benyttes og diskuteres. Oppgaven er skrevet med hensyn til at leser ikke trenger forkunnskaper knyttet til modellering, programmering eller økonomi.

## 4 Metode

I denne oppgaven anvendes flere metoder for å finne en modell for ytelse av tiltak. I *Figur 1* er det tegnet et flytskjema som kort oppsummerer disse. Påfølgende delkapitler går mer i detalj på hver av metodene.

*Figur 1: Generell beskrivelse av metodene og prosessen med å finne modell for volum-avrenningskoeffisient.*



### 4.1 Klimatologiske observasjoner

Det første steget i simulering av nedbør og avrenning i SWMM, er å hente relevant data. Programmet trenger nedbørsmengde [mm/time] i minutt-oppløsning, og maks-/min-temperatur [C] i døgn-oppløsning for den perioden vi ønsker å simulere for. Frost Application Programming Interface (API), et programmeringsgrensesnitt som gir bruker tilgang til deler av et annet programs data, ble brukt for å hente historiske vær- og klimadata fra Meteorologisk Institutt (MET) Norges arkiv. Hele arbeidet ble gjort veldig enkelt ved hjelp av en Python kode utviklet av Erlend Øyvind (*Vedlegg A: FROST Python kode*). Ved å endre «id» på værstasjonen under «met\_stations», kan man enkelt velge hvilket område man vil hente data fra. Starttidspunktet for datainnhenting ble satt til 01.01.1968. Følgende værstasjoner ble valgt ut for denne analysen:

*Tabell 1: Klimaregioner med periode data er hentet ut ifra.*

Lokasjon	Stasjon for nedbørdata	Stasjon for temperaturdata	Periode (år)
Oslo	BLINDERN PLU (SN18701)	BLINDERN PLU (SN18701)	1968 – 2021 (53)
Bergen	SANDSLI (SN50480)	FLORIDA (SN50540)	1982 – 2021 (37)
Trondheim	RISVOLLAN (SN68230)	VOLL (SN68860)	1987 – 2021 (36)

Temperaturdata (minimum og maksimum) ble lastet ned via nettsidene til Norsk Klimaservicesenter. Værstasjonene som er tilgjengelige på denne nettsiden er ikke identiske med de som ble benyttet under nedlasting av klimadata, med unntak av Blindern. Det ble derfor lastet ned temperaturdata fra områder som lå så nære som mulig (*Tabell 1*). For Risvollan var dette Voll, og for Sandsli var det Florida.

## 4.2 Modellering i SWMM

### 4.2.1 Overflateavrenning

Det konseptuelle bildet av overflateavrenning brukt av SWMM er illustrert i Figur 2 nedenfor. Programmet tar i bruk nedbørdata for å simulere nedbørhendelser til hvert delområde. Utløpene deles opp i infiltrasjon, fordampning og overflateavrenning. Kapasiteten området, eller reservoaret, har til å holde på vannet, er lik den maksimale lagringen på overflaten som gis av demning, overflatefukting og avskjæring. Overflateavrenning ( $Q$ ) skjer når vann dybden i reservoaret overstiger den maksimale lagringen ( $d_s$ ).

Klimadata brukes for å beregne daglige fordampningshastigheter. I denne analysen er Hargreaves metode for beregning av fordampning tatt i bruk. Ligningen ser slik ut:

$$E_{rc} = 0,0022 * R_A * \delta_T'^{0,5} * (T + 17,8) \quad (1)$$

$E_{rc}$  fordampning [mm/dag]

$R_A$  gjennomsnittlig stråling [mm/dag], som funksjon av breddegrad

$\delta_T'$  temperaturdifferanse av gjennomsnittlig månedlig maks og minimum temperatur [°C]

$T$  gjennomsnittlig lufttemperatur [°C]

(Yates, et al., 1994; Hargreaves, 1981).

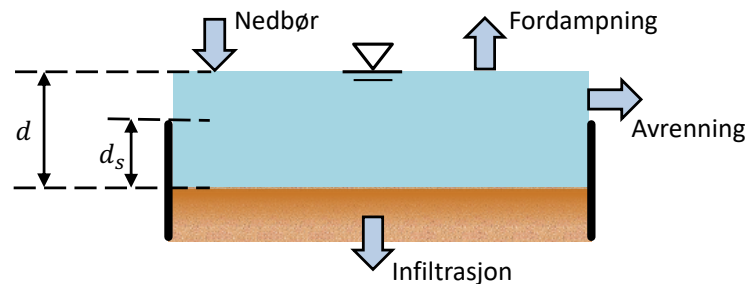
Fordampning er i denne analysen kun tillatt i perioder uten nedbør. Fordampningshastighetene som regnes ut av SWMM er potensielle hastigheter. Den faktiske mengden av vann som fordampes vil avhenge av mengden vann tilgjengelig. Her antar vi at alt vann som er tilgjengelig er i form av nedbør. Videre er det gjort en forenkling i form av at alt av nedbør forekommer som regn. Det modelleres altså ikke for snøsmelting.

Infiltrasjon er prosessen der nedbør trenger inn i bakkeoverflaten til den umettede jordsonen. SWMM tilbyr flere valg for modellering av infiltrasjon, der modifisert Green-Ampt modellen er valgt for dette studiet. Modellen antar, slik som standard Green-Ampt, at det eksisterer et lag som separerer jorda med noe initialt fuktinnhold. Det som skiller denne metoden fra standarden, er at fuktighetsunderskuddet i det øverste overflatelaget av jord, under innledende perioder med lite nedbør, ikke tømmes. Endringen kan gi mer realistisk infiltrasjonsatferd for kraftige regnvær med lange innledende perioder, der nedbørintensiteten er mindre enn jordens mettede hydrauliske ledningsevne (Rossman, 2015).

Strømning innenfor en ledningsforbindelse i SWMM styres av bevaring av masse og momentligninger for gradvis variert, ustabil flyt (dvs. Saint Venant-flytlikningene). For denne oppgaven er det valgt å ta i bruk kinematisk bølge metoden. Denne metoden løser kontinuitetsligningen sammen med en forenklet form for momentligning i hver ledning. Maksimal strømning som kan føres gjennom en ledning er full normal strømningverdi. Enhver vannmengde utover dette går

enten tapt fra systemet eller kan gjeninnføres i ledningen ved tilgjengelig kapasitet (Rossman, 2015).

Figur 2: Modellering av overflateavrenning i SWMM.



Volumavrenningskoeffisienten ( $\phi_v$ ), et uttrykk for den totale nedbørmengden som renner bort som overflatevann fra et nedbørfelt, er et resultat i SWMM. Vanlige verdier varierer fra 0,1 i områder som har mye vegetasjon, skogdekke og/eller dyrket mark til 0,9 i urbane og generelt impermeable områder (COWI, 2015). Ettersom implementering av tiltak vil ha påvirkning på mengde overflateavrenning, kan avrenningskoeffisienten være en god indikator på effekten av tiltaket. I denne analysen beregnes koeffisienten ved bruk av volumavrenning, og kalles derfor volumavrenningskoeffisienten. Dersom maksimalt avløp benyttes, kalles det spissavrenningskoeffisient.

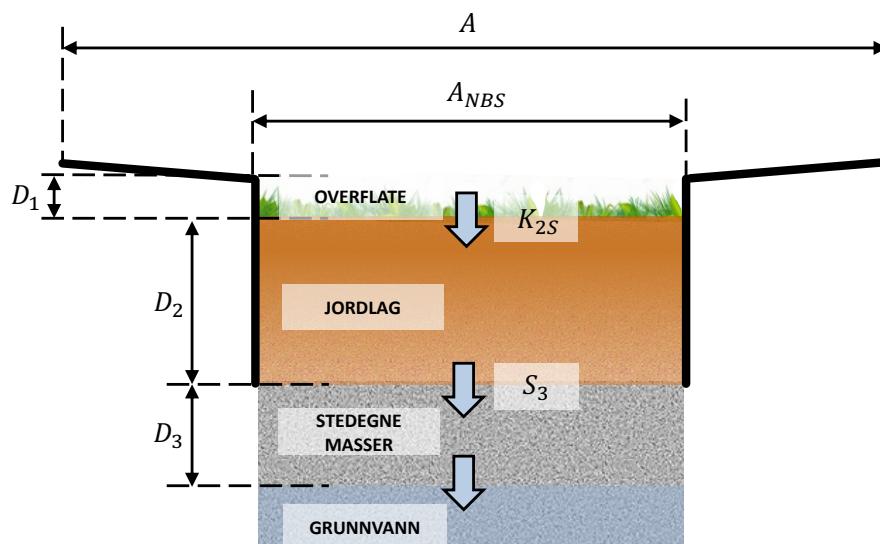
#### 4.2.2 Nedbørfelt

I SWMM lages det først et eller flere delområder. Dette er hydrologiske landenheter med topografi og dreneringssystemelementer som leder overflateavrenningen til et utslippspunkt. De settes enten som permeable eller impermeable. Ettersom formålet i dette studiet var å vurdere små urbane felt ble nedbørsfeltene satt til 100% impermeable. En fordel med denne tilnærmingen er å redusere usikkerhet som følger av naturlige feltprosesser. Et 100% impermeabelt felt er relevant i tette, asfalterte områder (parkeringsplass, tak-areal etc.).

#### 4.2.3 LID modul

Low Impact Development (LID) er en samlebetegnelse for tiltak designet for å fange opp overflateavrenning ved en kombinasjon av tilbakeholdelse, infiltrasjon og fordampning. Denne analysen er begrenset til kun en LID-modul, som er regnbed. Dette er en forplantet forsenkning som inneholder vegetasjon, dyrket i en konstruert jordblanding som er plassert over et grusdreneringsbed. Figur 3 viser en enkel illustrasjon av et regnbed med noen av variablene som inngår i modelleringen:

Figur 3: Regnbed med noen viktige variabler for dimensjonering.



### 4.3 Variabel-verdier

#### 4.3.1 Sensitivitetsanalyse

Se *Tabell 2* for oversikt over alle variabler knyttet til nedbørfeltet og tiltak. Overflatelysning og ruhetskoeffisient under nedbørfeltvariabler er egne antagelser. Tiltaksvariabler er hentet fra brukermanualen til SWMM utviklet av Rossman (2015).

Tabell 2: Nedbørfelt- og tiltaksvariabler som brukes ved modellering i SWMM.

	Symbol	Enhet	Standard	Min	Maks
<b><u>Nedbørfeltvariabler</u></b>					
Arealet av nedbørfeltet	$A$	ha	1,0	-	-
Bredde av impermeabelt areal	$W$	m	-	0	99
Gjennomsnittlig overflatelysning	$S$	%	1,0	-	-
Mannings ruhetskoeffisient for impermeabelt område	$Ra$	-	0,01	-	-
Gropmagasinering		mm	0	-	-
<b><u>Tiltaksvariabler</u></b>					
Andel tiltak	$f$	%	-	0	100
Lagringsdybde	$D_1$	mm	200	0	400
Mannings ruhetskoeffisient	$Ra_1$	-	0,045	0,030	0,060
Helning	$S_1$	%	0	-	-
Jordtykkelse	$D_2$	mm	500	50	1200
Jordporøsitet	$\phi_2$	-	0,525	0,450	0,60
Feltkapasitet	$\theta_{FC}$	-	0,20	0,15	0,25
Visnepunkt	$\theta_{WP}$	-	0,10	0,05	0,15
Mettet hydraulisk konduktivitet	$K_{2S}$	mm/time	200	10	500
Konduktivitetshelling	$S_K$	%	0	-	-



Kappilærsug	$\psi_2$	mm	0	-	-
Lagringstykkelse	$D_3$	mm	500	150	900
Forholdet av tomrom og solid materiale	$\phi_3$	-	0,50	-	-
Perkolasjon	$S_3$	mm/time	3,0	0	10,0

For å gjøre arbeidet med å finne modell for avrenningsfaktor mer effektivt, ble det utført en sensitivitets-analyse for å plukke ut de mest relevante variablene. I denne analysen har vi ikke tatt stilling til variasjoner i nedbørfeltets størrelse, bare hvor stor andel av feltet som er dekket av tiltak. De andre verdiene som holdes konstant er vurdert som veldig lite betydningsfulle for avrenningskoeffisient og vil ikke bli vurdert i sensitivitetsanalysen.

Resultatene fra sensitivitets-analysen ga fire variabler med nevneverdig påvirkning på avrenningskoeffisienten; lagringsdybde på overflaten ( $D_1$ ), mettet hydraulisk konduktivitet ( $K_{2S}$ ), jordtykkelse ( $D_2$ ) og perkolasjon ( $S_3$ ). Perkolasjon er hastigheten som vannet trer inn i jorda under det nederste laget på tiltaket. Dette vil typisk være den mettede hydrauliske konduktiviteten til omgivelsene under område. For denne analysen har vi verdier fra 0-10 mm/time, som dekker de fleste typer leirjord og leire (med unntak av sand og leirholdig sand).

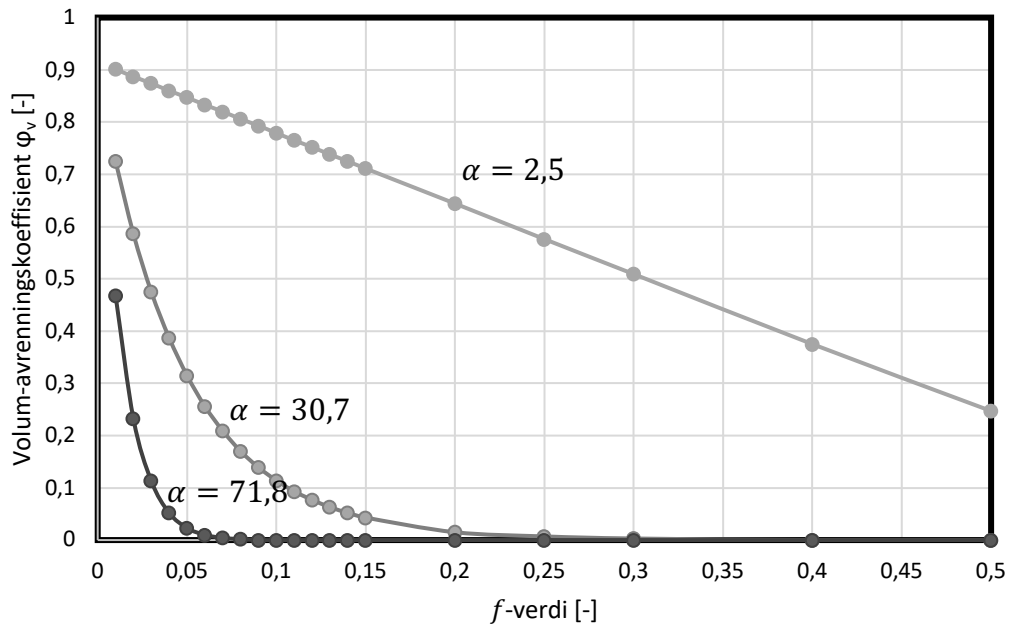
#### 4.3.2 Utgangspunkt for videre modellering

Innledningsvis ble det utført et fåtall simuleringer for å bedre oversikt over hvordan de ulike parameterne påvirker avrenningskoeffisienten. Andelen naturbaserte løsninger utgjør av hele nedbørfeltets areal, heretter omtalt som  $f$ -verdien, viste seg å ha stor betydning for avrenningskoeffisienten. Sammenhengen mellom  $f$ -verdien og avrenningskoeffisienten ( $\varphi_v$ ) ble derfor valgt som et startpunkt for å analysere effekten av andre variabler. Ved å manuelt undersøke ulike likningsformer ble det funnet at simuleringene i all hovedsak følger et negativt eksponentielt forløp av formen:

$$\varphi_v = \varphi_0 * e^{-\alpha f} \quad (2)$$

- $\varphi_v$  volum-avrenningskoeffisienten [ - ]
- $\varphi_0$  en parameter som kan tilpasses, men som også har en fysisk tolkning (volum-avrenningskoeffisienten vi har for 100% tette flater uten tiltak) [ - ]
- $\alpha$  den andre parameteren som kan tilpasses
- $f$  forholdet mellom arealet på naturbasert løsning og nedbørfeltet [ - ]

Figur 4 illustrerer betydningen  $f$ -verdien har på  $\varphi_v$ . Hver kurve representerer et tiltak med tilhørende  $\alpha$ -verdi.



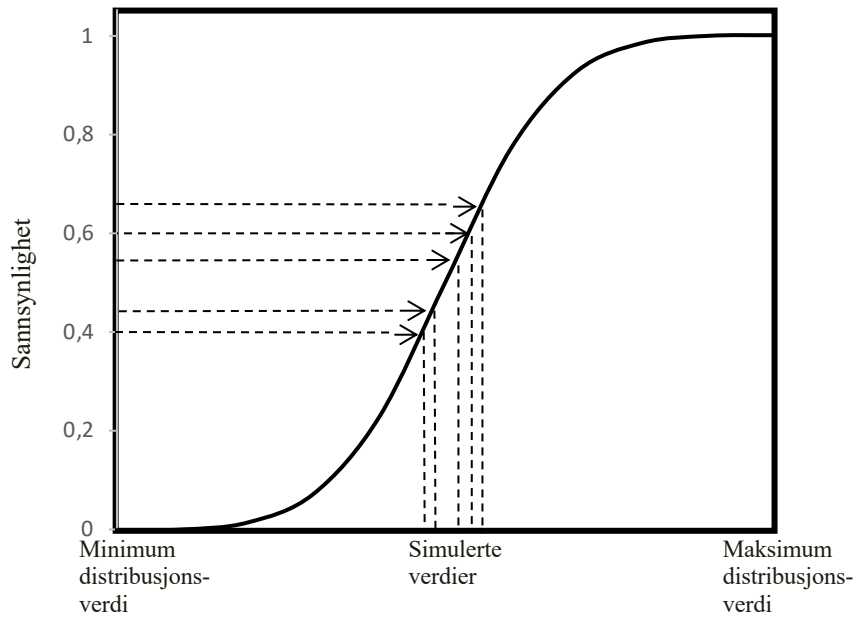
Figur 4: Sammenhengen mellom  $f$ -verdien og  $\phi_v$  for ulike verdier av  $\alpha$ . Punkter representerer verdier av  $\phi_v$  beregnet i SWMM mens kurver representerer bruk av likning (2).

Tanken er at dersom man finner gode tilpasninger for  $\phi_0$  og  $\alpha$  ut ifra variabel-verdiene med størst påvirkning på avrenningskoeffisienten, vil man kunne få en ligning med god evne til å predikere observert avrenningskoeffisient fra SWMM-simuleringer.

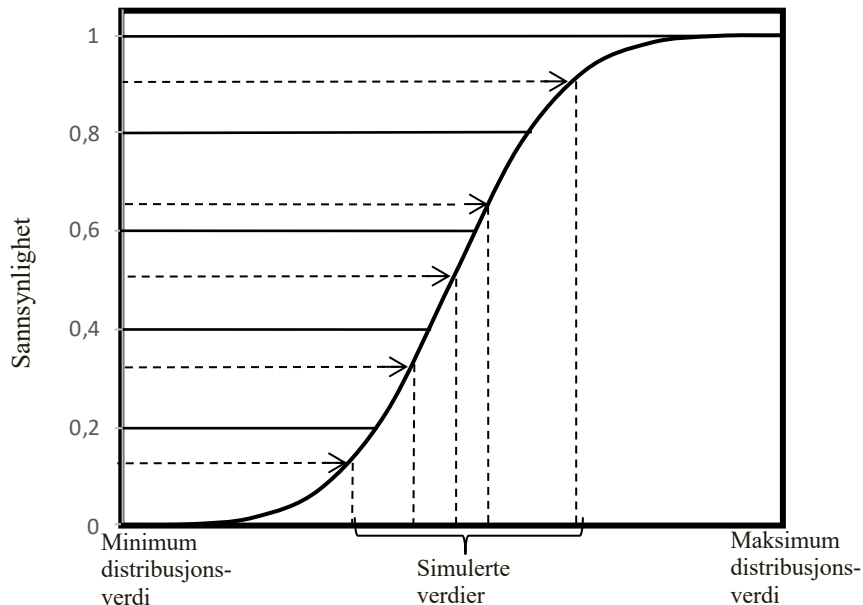
#### 4.4 Gjennomføring av simuleringer

Den permeable delen av et nedbørfelt vil kunne betraktes som et naturbasert tiltak for overvann. Etter plassering av tiltak endres nedbørfeltets egenskaper for prosent ugjennomtrengelighet ( $f$ -verdien) og bredde av impermeabelt område. For hver simulering vil det være totalt 1000 urbane nedbørfelt som deles inn i 40 grupper, der hver av gruppene dekker 25 ulike  $f$ -verdier (fra 0 % til 100 %). Ved å dele opp i 40 grupper testes ytterligere 40 kombinasjoner av tiltaksvariabler per simulering. Se Vedlegg B: Modell i SWMM som viser skjermbilde av modellen i SWMM.

Et viktig steg i gjennomføringen av simuleringer er å finne hvilke verdier de relevante variablene skal simuleres for. Et problem man kan støte på, er at verdier havner i områder av distribusjonen som har høyere sannsynlighet for forekomst. Se Figur 5, der stor andel av verdiene samles i en klynge. Dette fører til at et stort antall prøver kreves for å oppnå god nøyaktighet. Det finnes derimot metoder for å komme unna dette problemet. Kontroll av prøvetakingspunkter er nøkkelen, og Latin Hypercube sampling (LHS) er en metode for å generere kontrollerte tilfeldige prøver. Dette gjøres via stratifisering av inndatasannsynlighetsfordelingene. Stratifisering deler den kumulative kurven i like intervaller på den kumulative sannsynlighetsskalaen (0 til 1,0), og et utvalg tas fra hvert intervall. Her tvinger vi verdiene til å representere verdier i hvert intervall, noe som gjenspeiler mer nøyaktig fordelingen av verdier (UiO). Se Figur 6, og hvordan verdiene er bedre fordelt i stedet for å samle seg i en klynge.



Figur 5: Tilfeldig simulering av verdier. Samler seg i en klynge.



Figur 6: Kontrollert simulering av verdier (LHS).

Det ble generert 200 kontrollerte verdier for hver av de relevante variablene. De 40 første kombinasjonene ble så brukt for den første simuleringen i SWMM, som vil si totalt fem simulering. Volum-avrenningskoeffisienter ble ekstrahert og samlet sammen med input-verdiene.

#### 4.5 Symbolsk regresjon via genetisk programmering

For å finne en modell som best kan forutsi  $\varphi_v$  for et område, er det valgt å ta i bruk en metode i Python som heter symbolsk regresjon. Symbolsk regresjon er en maskinlæringsteknikk som tar sikte på å identifisere et underliggende matematisk uttrykk som best beskriver et forhold. Metoden inkluderer følgende Python-pakker:

- Gplearn (Stephens, 2016)
- Numpy (Harris, 2020)

- Math (Van Rossum, 2020)
- Pandas (McKinney, 2010)

Programmet starter ved å bygge en såkalt populasjon av tilfeldige formler, la oss kalle disse «individer», for å representere et forhold mellom kjente uavhengige variabler og deres avhengige variabelmål. Denne populasjonen representerer første generasjon av individer. I de påfølgende generasjonene velges de sterkeste individene fra tidligere til å gjennomgå genetiske mutasjoner og utvikle seg mot *sannheten* (Stephens, 2016). Metoden viser hvor god ytelse individene, altså formlene, har via en såkalt fitness-verdi. En lav fitness verdi betyr god ytelse. Data-settet deles inn i to deler for «trening» og «testing» (jfr. Kalibrering og validering). Vi bruker trenings-settet til å jobbe oss fram til en ligning, og test-settet til å se i hvilken grad ligningen klarer å forutsi verdiene for avrenningskoeffisient.

I *Vedlegg C: Kode for symbolsk regresjon* gjengis koden med verdiene for de ulike inngangsparameterne. Parameterne med størst betydning på resultatene er: populasjoner, generasjoner, valg av mutasjoner og lengden på uttrykket (parsimony coefficient). Jo større populasjon, jo flere formler vurderes. Det samme kan sies for antall generasjoner. Av praktiske hensyn med tanke på tidsbruk, ble en populasjonsstørrelse på 500 000 og 15 generasjoner benyttet for alle simuleringene. Verdier større enn dette ga som regel ikke noe bedre fitness relativt sett. De fire ulike formene for mutasjoner skal ha en samlet verdi på 1,0. Etter en del prøving og feiling fikk jeg lavest fitness ved å sette crossover- og hoist- mutasjon til 0,4 og resten til 0,1. Parsimony coefficient på 0,01 gir som regel formler med 7-9 ledd. Programmet vil derimot gi kortere eller lengre formler avhengig av kompleksiteten til uttrykket, slik at denne parameteren kun begrenser lengden til en viss grad. En simulering med disse inngangsparameterne tok omtrent 4-5 timer å gjennomføre.

#### 4.6 Vurdering av overvannsgebyr og når det lønner seg med tiltak

Valg av metode for å vurdere lønnsomheten av et naturbasert tiltak baserer seg på prinsippet om samfunnsøkonomisk lønnsomhet. Med dette menes det at et tiltak vil være lønnsomt så lenge nytten av overvannshåndtering er større enn kostnadene forbundet med å redusere og behandle overvannet (NOU 2015:16, 2015). Før dette kan vurderes må vi finne gode tilnærminger til overvannsgebyr og tiltakskostnad.

##### 4.6.1 Overvannsgebyr

Barton et al. (2021) har utviklet en hydrologisk modell for beregning av overvannsavrenning på årsbasis på eiendomsnivå. Modellen estimerer totalavrenningen per år per tomt som andel av totalavrenningen i nedbørfeltet, og er på formen:

$$k_{gebyr} = K_r \cdot s \cdot \frac{Q}{Q_{tot}} \quad (3)$$

$k_{gebyr}$	overvannsgebyret for en enkelt eiendom [NOK/år]
$K_r$	totalkostnad for avløpsrensing [NOK/år]
$s$	andelen overvann av totalt rensset volum [ - ]
$Q$	årlig overvanns-volum fra eiendommen som tilføres avløpsanlegget [ $m^3/år$ ]
$Q_{tot}$	totalt årlig overvannsvolum som tilføres renseanlegget [ $m^3/år$ ]

Det er valgt å vurdere kostnadene som nåverdien av alle fremtidige kontantstrømmer i løpet av tiltakets levetid. For å ta hensyn til dette, defineres nåverdifaktoren  $R$  som:

$$R = \frac{(1+r)^n - 1}{r \cdot (1+r)^n} \quad (4)$$

$r$  diskonteringsrenten [%]  
 $n$  levetiden til tiltaket i år [ - ]

Årlig overvanns-volum fra eiendommen som tilføres avløpsanlegget uttrykkes som:

$$Q = \varphi_v \cdot P \cdot A \quad (5)$$

$\varphi_v$  eiendommens midlere volumavrenningskoeffisient [ - ]  
 $P$  midlere årsnedbør [m/år]  
 $A$  eiendommens areal [m<sup>2</sup>]

Dersom vi setter (5) inn i (3) blir totalkostnaden  $K_{gebyr}$  [NOK] over  $n$  år:

$$K_{gebyr} = K_r \cdot s \cdot \frac{\varphi_v \cdot P \cdot A}{Q_{tot}} \cdot R \quad (6)$$

#### 4.6.2 Kostnad for tiltak

Kostanden ved å etablere tiltak er hovedsakelig selve investeringskostnaden, i tillegg til kostnader for drift og vedlikehold (som påvirkes av fremtidige endringer i diskonteringsrente). Over  $n$  år får vi følgende ligning:

$$I = I_e + I_d \cdot R \quad (7)$$

$I$  enhetskostnaden for tiltak [NOK/m<sup>2</sup>]  
 $I_e$  etableringskostnaden [NOK/m<sup>2</sup>]  
 $I_d$  årlige kostnader for drift og vedlikehold [NOK/år·m<sup>2</sup>]

Ved å multiplisere på arealet til tiltaket, kan totalkostnad for tiltaket, over periode  $n$ , skrives som:

$$K_{NBS} = A_{NBS} \cdot (I_e + I_d \cdot R) \quad (8)$$

$K_{NBS}$  totalkostnad på tiltaket [NOK]  
 $A_{NBS}$  areal på tiltaket [m<sup>2</sup>]

Videre ønsker vi å uttrykke  $A_{NBS}$  ved hjelp av kjente verdier vi får fra simulert ligning for  $\varphi_v$ . Vi har fra tidligere ligning (2) som utgangspunkt for modellering av  $\varphi_v$ . Vi kan også skrive ligningen på formen:

$$\varphi_v = \varphi_0 * e^{-\alpha \frac{A_{NBS}}{A}} \quad (9)$$

$A$  i likning (9) er et uttrykk for den impermeable andelen av eiendommen, mens  $A_{NBS}$  er arealet på tiltaket. I realiteten vil  $A$  omfatte både impermeable og permeable arealer (f.eks. gressareal). Vi kan derfor ikke si at all avrenning ledes til et enkelt tiltak, ettersom de permeable arealene vil ha påvirkning på avrenningen. For å ta hensyn til dette kan vi betrakte alle permeable overflater som tiltak. Vi må dermed dele eiendommen inn i et antall delfelt som tilsvarer antall tiltak (permeable arealer), og benytte likning (9) på hvert delfelt for å bestemme det reduserte avrenningsfeltet ( $A$ ) som føres til nedstrøms tiltak, det vil si  $A_{NBS}$  i likning (9). Matematisk kan dette uttrykkes som:

$$A = A_0 + \sum_{i=1}^n A_i e^{-\alpha_i \frac{A_{NBSi}}{A_i}} \quad (10)$$

- $A$  det reduserte arealet som føres til nedstrøms tiltak [ $m^2$ ]
- $A_0$  evt. impermeabelt areal som føres direkte til nedstrøms tiltak [ $m^2$ ]
- $A_i$  areal på oppstrøms delfelt nr.  $i$  [ $m^2$ ]
- $\alpha_i$  tiltaks-parameteren for tiltaket i delfelt  $i$  [-]
- $A_{NBSi}$  tiltaksarealet i delfelt  $i$  [ $m^2$ ]

Det antas at de fleste permeable overflater uten impermeabelt nedbørfelt (f.eks. gressarealer) vil ha en volum-avrenningskoeffisient på 0, noe som vil gjøre beregningen av kompositt-felt i likning (10) mindre krevende.

Vannmengdene som føres til tiltaket beskrevet i likning (9) vil kunne ha følgende skjebner:

- fordampe.
- infiltrere til grunnvannet.
- fanges opp i drensssystem og føres til kommunalt avløpsanlegg.
- føres på terreng til nedstrøms nabo-eiendommer (når tiltaket er fullt).
- føres direkte til kommunalt avløpsanlegg (når tiltaket er fullt).

La oss anta at tiltaket anlegges uten drensssystem og at vannmengder føres til kommunalt avløpsanlegg når tiltaket er fullt. Antakelsen gjør at  $\varphi_v$ -verdiene i likning (6) og (9) får samme tolkning. For å uttrykke tiltaksareal som en funksjon av  $\varphi_v$ -verdi kan likning (9) løses for  $A_{NBS}$ :

$$A_{NBS} = A \cdot \frac{1}{\alpha} \cdot \ln\left(\frac{1}{\varphi_v}\right) \quad (11)$$

Ved å videre sette likning (11) inn i likning (8) fås følgende uttrykk for tiltakskostnader:

$$K_{NBS} = A \cdot \frac{1}{\alpha} \cdot \ln\left(\frac{1}{\varphi_v}\right) \cdot (I_e + I_d \cdot R) \quad (12)$$

### 4.6.3 Totale kostnader

Vi vil kunne få en ligning for de totale kostnadene, gitt ved etablering av tiltak og håndtering av overvann, ved å kombinere ligning (6) og (12):

$$K = \frac{K_r \cdot s \cdot \varphi_v \cdot P \cdot A \cdot R}{Q_{tot}} + \frac{A \cdot (I_e + I_d \cdot R)}{\alpha} \cdot \ln\left(\frac{1}{\varphi_v}\right) \quad (13)$$

For å bestemme økonomisk optimum (høyest lønnsomhet) må man finne hvilken  $\varphi_v$  som gir lavest total kostnad ( $K$ ). Når  $\varphi_v$  er bestemt kan man benytte denne verdien i likning (11) for å finne nødvendig tiltaksareal. Matematisk kan man også bestemme optimal  $\varphi_v$  som gir lavest total kostnad ved å derivere likning (13) med hensyn til  $\varphi_v$ :

$$\frac{dK}{d\varphi_v} = \frac{K_r \cdot s \cdot P \cdot A \cdot R}{Q_{tot}} - \frac{A \cdot (I_e + I_d \cdot R)}{\varphi_v \cdot \alpha} = 0 \quad (14)$$

Setter man uttrykket lik 0 og løser for  $\varphi_v$  får man følgende ligning:

$$\varphi_v = \frac{Q_{tot} \cdot (I_e + I_d \cdot R)}{\alpha \cdot K_r \cdot s \cdot P \cdot R} \quad (15)$$

### 4.6.4 Monte Carlo simuleringer

Som tilnærming til å vurdere lønnsomhet av tiltak gjennomføres Monte Carlo simulering for å bestemme sannsynlighetsfordelingen av  $\varphi_v$ . Det er usikkerheter knyttet til variabel-verdiene, og Monte Carlo simulering gir muligheten til å vurdere et større utfallsrom av disse.

I *Tabell 3* nedenfor oppsummeres alle variabel-verdiene, med gjennomsnitts-, maks- og minimum-verdi, samt konstanter. Med konstanter menes verdiene for  $Q_{tot}$ ,  $K_r$ ,  $s$  og  $P$  for en gitt eiendom i avløpsdistriktet til Bekkelaget. Verdiene for  $r$  og  $n$  vil være egne antagelser basert på litteraturen. Tiltaksparametere er hentet fra Lunde (2020), kostnader er hentet fra Paus og Egeberg (2020) og konstanter er hentet fra Barton et al (2021).

*Tabell 3: Variabel-verdier (gjennomsnitts-, maks- og minimum-verdi) samt konstanter for Monte Carlo simuleringer.*

Beskrivelse	Antatte verdier
<b><u>Tiltaksparametere</u></b>	
Lagringsdybde ( $D_1$ ) Registrerte verdier for 14 regnbed. (Lunde, 2020)	Gjennomsnitt: 202 mm Minimum: 65 mm Maksimum: 330 mm Fordeling: uniform
Hydraulisk konduktivitet ( $K_{2S}$ ) Verider for 30 regnbed. (Lunde, 2020)	Gjennomsnitt: 306 mm/t Minimum: 0 mm/time Maksimum: 855 mm/time Fordeling: trekantet
Perkolasjon ( $S_3$ ) Konduktivitet til fleste typer jord og leire. (Rossman, 2015)	Gjennomsnitt: 3 mm/time Minimum: 0 Maksimum: 10 mm/time Fordeling: uniform

## Kostnader

Investeringskostnad ( $I_e$ ) Basert på enhetspriser for regnbed. (Hernes, 2018, Magnussen m.fl., 2015, Paus og Egeberg, 2020)	Gjennomsnitt: 3056 NOK/m <sup>2</sup> Minimum: 1044 NOK/m <sup>2</sup> Maksimum: 10 467 NOK/m <sup>2</sup> Fordeling: uniform
Drift og vedlikehold ( $I_d$ ) Basert på rapporterte verdier for regnbed. (Magnussen m.fl., 2015, Paus og Egeberg, 2020)	Gjennomsnitt: 17 NOK/m <sup>2</sup> Minimum: 17 NOK/m <sup>2</sup> Maksimum: 17 NOK/m <sup>2</sup> Fordeling: -
Diskonteringsrente ( $r$ ) I NOU (2012) anbefales 2 % etter 75 år. Vi har lagt til en maks- og min-verdi for å dekke et større utfallsrom.	Gjennomsnitt: 2 % Minimum: 0,5 % Maksimum: 3,5 % Fordeling: uniform

## Konstanter

Totalkostnad for avløpsrensing ( $K_r$ ) Kostnader VAV har til driftsavtalen for Bekkelaget rensaneanlegg og kostnader til VEAS. (BEAS, VAV, 2018, Barton, et al., 2021)	296 714 000 kr/år
Andel overvann av totalt rensed volum ( $s$ ) (VEAS, 2017, Barton, et al., 2021)	36%
Midlere årsnedbør ( $P$ ) Tatt fra værstasjon i Oslo (Blindern) fra 03.21 – 03.22. (YR, 2022)	0,713 mm/år
Årlig overvannsvolum som tilføres rensaneanlegget ( $Q_{tot}$ ) (NINA, 2022)	6 121 874 m <sup>3</sup> /år

## 5 Resultater og diskusjon

### 5.1 Utvikling av modell for volumavrenningskoeffisient

Det ble i SWMM utført totalt fem simuleringer med klimadata fra Oslo og 1 000 nedbørfelt som til sammen genererte 5 000  $\varphi_0$ -verdier. Verdiene ble så tilpasset til ligning (2) som resulterte i totalt 200 verdier for  $\alpha$  og  $\varphi_0$ . Mens  $\alpha$ -verdiene hadde stor avhengighet til inngangsparametere, hadde  $\varphi_0$ -verdiene generelt lite variasjon (fra 0,9 til 1,0). Det ble derfor antatt at  $\varphi_0$  i likning (2) var konstant og kunne representeres ved å vurdere gjennomsnittet av alle 200 verdier (0,95).

Det ble observert stor variasjon i  $\alpha$ -verdien som følge av endringer i variablene. Det tenkes at dersom vi har  $\alpha$ -verdien, så vil vi kunne forutsi volum-avrenningskoeffisienten med høy presisjon. *Tabell 4* viser de tre beste tilnærmingene til  $\alpha$ -verdien som resultat av symbolsk regresjon:

Tabell 4: Ligning for  $\alpha$  basert på data fra Oslo (Blindern), samt  $R^2$ .

$\alpha$	$R^2$
$0,94 * \sqrt{S_3 * D_1 + S_3 * K_{S2}^{0,75}} + 2,0$ (16)	0,936
$0,95 * \sqrt{S_3 * D_1 + S_3 * \frac{\sqrt{K_{S2}}}{0,3}} + 2,2$ (17)	0,932
$0,94 * \sqrt{S_3 * D_1 + S_3 * K_{S2} * 0,2} + 2,7$ (18)	0,934



$R^2$  er et statistisk mål på hvor nære dataene, i dette tilfellet de simulerte  $\alpha$ -verdiene fra SWMM, er den tilpassede regresjonslinjen, altså den modellerte ligningen basert på ligning (16), (17) og (18). Tallet viser prosentandelen av de simulerte  $\alpha$ -verdiene som kan forklares med den lineære modellen. Alle ligningene hadde nokså like verdier for  $R^2$ , og det samme kan sies med tanke på hvordan parameterne inngår. Leddet med verdi for hydraulisk konduktivitet ( $K_{S2}$ ), i tillegg til verdiene før og etter det kvadrerte uttrykket, er de eneste forskjellene. Leddet med  $K_{S2}$  gir faktisk nokså like verdier på tvers av ligningene ved innsettelse av en tilfeldig verdi. Det er altså kun ulike måter å inkludere  $K_{S2}$ , med ganske like sluttresultater.

Utrykkende har to parametere som forklarer infiltrasjonsraten til nedbøren gjennom ulike jordlag, og en parameter for lagringsdybden på overflaten. Det er ikke overaskende at ligningene inneholder disse parameterne, da de er en refleksjon av tiltakets evne til å infiltrere og fordroye nedbør.  $S_3$  inngår to ganger, både som et ledd multiplisert med  $D_1$  og  $K_{S2}$ . Ligningene tyder til at  $S_3$  har størst påvirkningskraft på  $\alpha$ -verdien, noe som også ble bekreftet ved å observere variasjoner i parameterne mot resultatene fra simuleringene. Jo større  $S_3$  er, som vil si bedre infiltrasjon i jordlaget under tiltaket, jo høyere  $\alpha$ -verdi og dermed mindre  $\varphi_v$ .

For videre diskusjon og analyse er det valgt å gå videre med ligning (16), i og med at denne hadde best  $R^2$ .

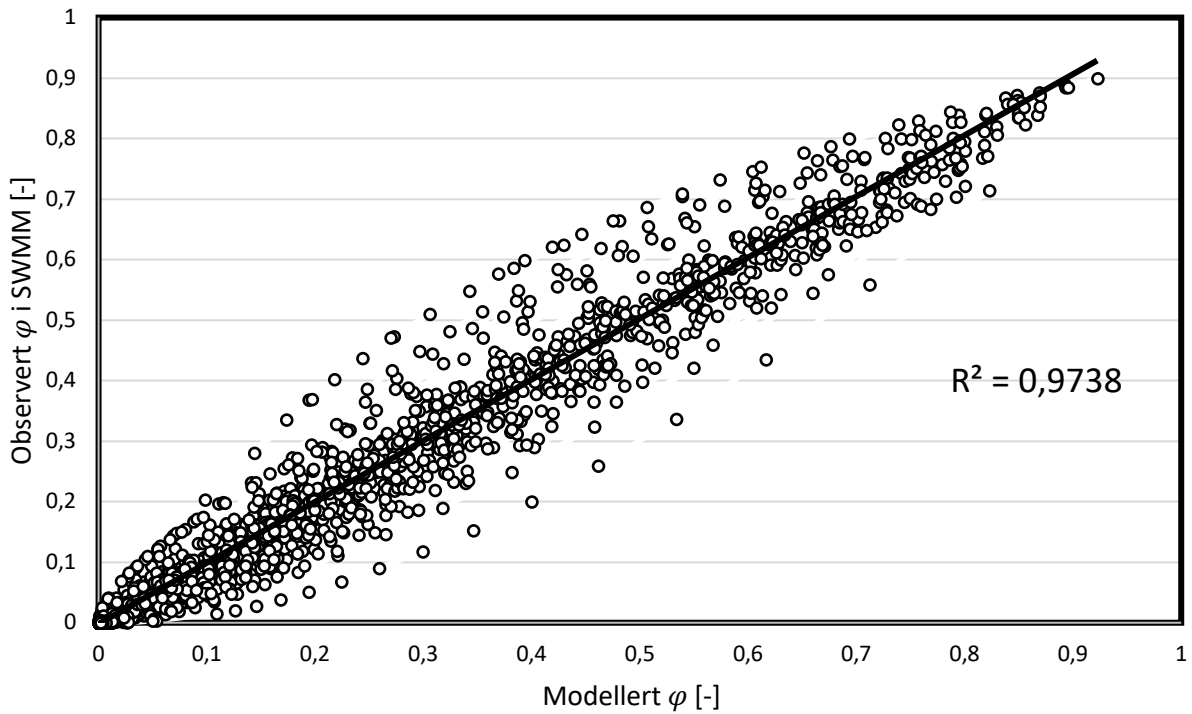
Fullstendig ligning for  $\varphi_v$  vil da se slik ut:

$$\varphi_v = \varphi_0 * e^{-f*0,94*\sqrt{S_3*D_1+S_3*K_{S2}^{0,75}}+2,0} \quad (19)$$

- $\varphi_v$  volum-avrenningskoeffisienten [ - ]
- $\varphi_0$  volum-avrenningskoeffisienten ved  $f = 0$  (settes som  $\varphi_0=0,95$ ) [ - ]
- $f$  forholdet mellom arealet på naturbasert løsning og nedbørfeltet [ - ]
- $S_3$  perkolasjon [mm/time]
- $D_1$  lagringsdybden på overflaten [mm]
- $K_{S2}$  mettet hydraulisk konduktivitet [mm/time]

### 5.1.1 Vurdering av usikkerhet for $\varphi_v$

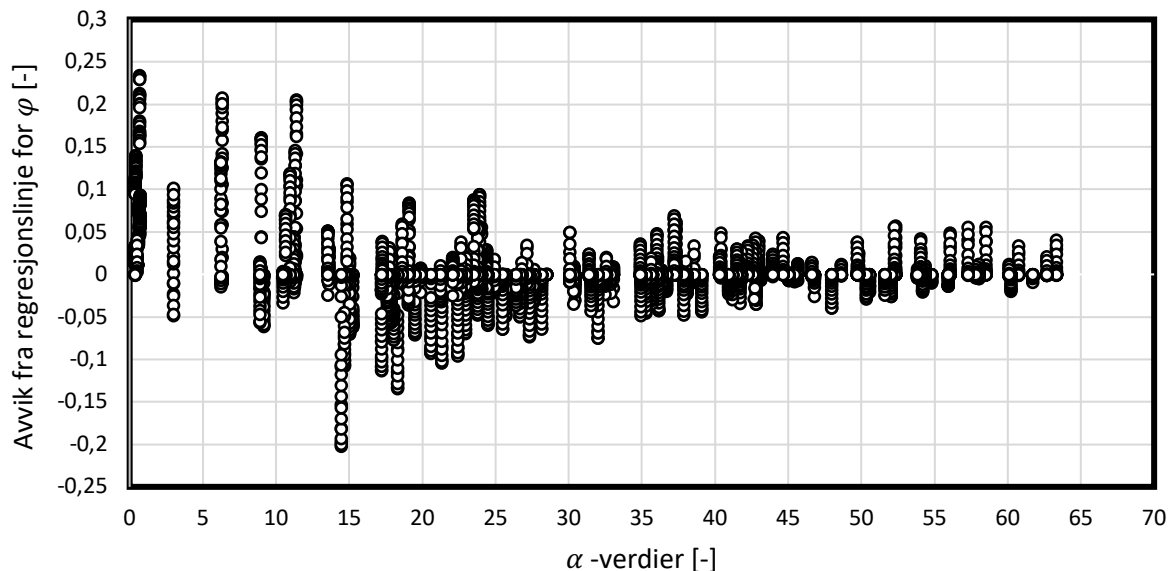
I *Figur 7* vises et plot av de 5000 simulerte og observerte verdiene for  $\varphi_v$  mot de modellerte verdiene for  $\varphi_v$  regnet ut via ligning (19).



Figur 7: Modellert  $\varphi_v$  regnet ut via ligning (19), mot observert  $\varphi_v$  i SWMM.

$R^2$  viser nå hvor godt de modellerte verdiene for  $\varphi_v$ , beregnet av ligning (19), stemmer overens med de som ble observert i SWMM. Veldig mange av de observerte og modellerte verdiene ligger nærme 0, slik at tallet egentlig burde vært lavere dersom noen av disse ekskluderes.

I Figur 8 vises residualer, det vil si hvor mye de observerte verdiene for  $\varphi_v$  avviker fra den tilpassede regresjonslinjen (ligning (19)), mot  $\alpha$ -verdiene.



Figur 8: Usikkerheten av  $\varphi_v$  for ulike  $\alpha$ -verdier.

Figur 8 viser at usikkerheten ved estimat av  $\varphi_v$  har en tendens til å øke ved synkende  $\alpha$ -verdier. Avviket mellom  $\varphi_v$  beregnet i SWMM og ved likning (19) overgår, for noen simuleringer, 0,2 når  $\alpha$ -verdien er lavere enn 15. For  $\alpha$ -verdi over 20 er tilsvarende avvik aldri større enn 0,1. Vi nevner igjen at perkolasjon er variabelen med størst påvirkning på  $\alpha$ -verdien, Dersom denne er lav, blir

$\alpha$ -verdien også lav. I *Tabell 5* vises intervallet den *sanne* verdien for  $\varphi_v$  kan ligge i, avhengig av hvilken  $\alpha$ -verdi man får. Intervallet er laget ut ifra omtrentlige verdier for avvik hentet fra *Figur 8*:

*Tabell 5: Justering av  $\varphi_v$  basert på beregnet  $\alpha$ -verdi.*

$\alpha$ -verdi	Intervallet verdien av $\varphi_v$ kan ligge i
0-5	+0,24 / -0,05
5-10	+0,22 / -0,05
10-15	+0,22 / -0,22
15-20	+0,10 / -0,15
20-30	+0,10 / -0,10
30-40	+0,10 / -0,07
40-50	+0,05 / -0,03
50-60	+0,05 / -0,03
60-70	+0,05 / -0,0

### 5.1.2 Vurdering av andre klimaregioner

*Tabell 6* viser resultatene av simuleringer for Bergen, Trondheim og Oslo. Vi har fra før en ligning for  $\alpha$  som ble simulert med klimadata hentet fra Blindern. Det samme ble nå gjort med klimadata fra Sandsli/Florida og Risvollan/Voll. De simulerte ligningene vi får av å kjøre symbolsk regresjon er de kvadrerte uttrykkene som vises i kolonne to. Hvert område har videre et sett med observerte  $\alpha$ -verdier hentet fra SWMM, som ble simulert for områdets temperatur, klima og breddegrad. De kvadrerte uttrykkene ble testet for å se hvor godt de kunne predikere de observerte  $\alpha$ -verdiene for hvert område (ved å lage en regresjonslinje, slik som før). Verdiene før og etter kvadratroten, heretter kalt regresjonskoeffisientene (a og b), er justeringer av regresjonslinjen slik at de beregnede  $\alpha$ -verdiene ligger nærmere de observerte verdiene.

*Tabell 6: Ligning for a for Oslo, Bergen og Trondheim, samt  $R^2$ . Tre ligninger totalt, simulert med klimadata fra forskjellige værstasjoner, for hvert område.*

Klimadata	Likning funnet ved tilpasning til klimadata	Regresjonskoeffisienter for likning tilpasset ulike klimadata								
		Oslo			Bergen			Trondheim		
		a	b	$R^2$	a	b	$R^2$	a	b	$R^2$
Oslo	$a\sqrt{S_3 * D_1 + S_3 * K_{S2}^{0,75}} + b$ (20)	0,94	2,00	0,94	0,62	1,77	0,93	0,97	1,68	0,92
Bergen	$a\sqrt{\log(D_1) * \log(S_3 * 0,86)} + b$ (21)	1,60	1,48	0,89	0,85	1,77	0,94	1,85	1,41	0,92
Trondheim	$a\sqrt{S_3 * D_1 + \frac{S_3^2}{0,114}} + b$ (22)	0,87	4,87	0,88	0,60	0,64	0,93	0,93	2,83	0,93

I motsetning til tidligere er det større forskjeller mellom ligningene. Første observasjon er at ligningene med klimadata fra Bergen og Trondheim ikke inneholder verdi for  $K_{S2}$ . Dette kan komme av at  $K_{S2}$  har minst påvirkning på avrenningsfaktoren (observert under sensitivitetsanalysen). Ligninger som ekskluderer denne variabelen, vil da fortsatt kunne få gode resultater. Bergen-ligningene skiller seg ut ytterligere i og med at ligningene er på en annen form (logaritmer av tall innenfor kvadratroten). Dette resulterer i en begrensning på at leddene under kvadratroten må være positive, ellers får vi ikke beregnet en avrenningskoeffisient. Begrensningen

er at  $S_3 > \sim 1,165$ . Alle datapunkter der  $S_3 < \sim 1,165$  har derfor ikke blitt inkludert for ligning (21)

Regresjonskoeffisientene varierer også på tvers av ligningene. Disse kan kun bestemmes ved å kjøre SWMM med klimadata for det bestemte område. Dersom et område mangler tilstrekkelig data, er det ikke anbefalt å benytte modellen med antatte regresjonskoeffisienter da dette vil gi stor unøyaktighet. En observasjon er at Bergen har lavere verdi foran kvadratrotten relativt til de to andre områdene. Dette er trolig en refleksjon av variasjonene på nedbørmengdene. Bergen har, totalt sett, mer nedbør i løpet av året. Nedbøren ser også ut til å være nokså fordelt på tvers av månedene. Dette fører til høyere avrenning fra tiltaket, som betyr mindre  $\alpha$ -verdi.

Det neste vi kan se på er ytelsen av ligningene med tanke på  $R^2$ . Den første observasjonen er at ligningene med klimadata fra Blindern rangerer relativt bra på alle områdene. Ligningene med data fra Bergen er best for Bergen, god for Trondheim, men scorer betydelig mindre for Oslo. Ligningene med data fra Trondheim gir oss mye av det samme, med best ytelse for Trondheim, god for Bergen og relativt dårlig for Oslo. Ligningene med data fra Blindern scorer altså best totalt sett, og gjør det ikke mye dårligere for Bergen og Trondheim sammenlignet med ligningene simulert ut ifra data for disse områdene. I og med at alle kombinasjoner av ligninger og klimadata har ganske høye  $R^2$ -verdier, kan dette tyde på at ligningene er universelle. Hvis simuleringene gjøres for flere klimaregioner, kan det være mulig å beskrive  $a$  og  $b$  ved bruk av lokale parametere (årsnedbør, IVF-statistikk, temperatur etc.).

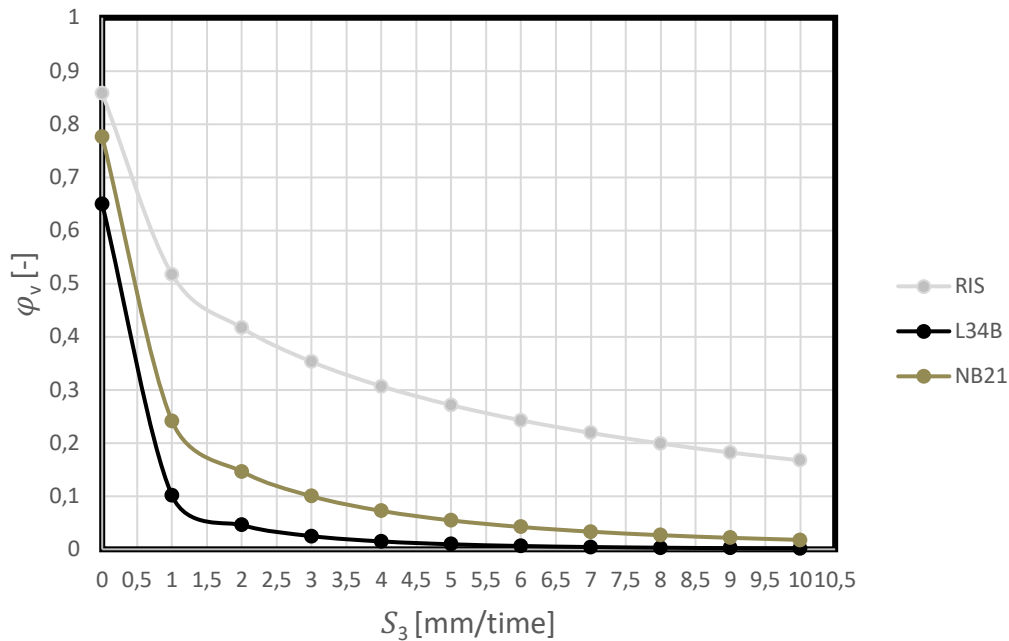
### 5.1.3 Evaluering av likninger sett opp mot observerte data

Det foreligger begrenset data for å evaluere likningene funnet via symbolsk regresjon. Normalt overvåkes hydrologiske parametere i regnbed over langt kortere perioder enn varigheten på klimadata som likningene er basert på. I Paus et al. (2016) ble det imidlertid dokumentert andelen infiltrert vannmengde i tre regnbed over to til tre år. Infiltrert vannmengde ble i studiet beregnet som forskjellen mellom volum tilført regnbedene og volum som gikk i overløp. Ved å ta 1 minus andelen infiltrert vann kan volumavrenningskoeffisienten beregnes. De tre regnbedenes egenskaper og dokumenterte effekt er oppsummert i *Tabell 7*.

*Tabell 7: Sammendrag av tiltaksparametere og  $\varphi_v$  for RIS, L34B, and NB21. (Paus, et al., 2016)*

<u>Parametere</u>	<u>REGNBED</u>		
	<u>RIS</u> Trondheim	<u>L34B</u> Oslo	<u>NB21</u> Oslo
Mettet hydraulisk konduktivitet, $K_{S2}$	13 mm/t	450 mm/t	159 mm/t
Maksimal vannstand på overflaten, $D_1$	160 mm	65 mm	200 mm
Andelen regnbed ift. redusert nedbørfelt, $f$	0,043	0,160	0,082
Målt volumavrenningskoeffisient over 2 til 3 år, $\varphi_v$	0,45	0,02	0,00

For å sammenligne beregnede verdier er det valgt å ta i bruk ligning (20) med tilhørende regresjonskoeffisienter for Trondheim og Oslo. Ettersom perkolasjonsrater ikke ble målt, kan vi ikke bruke ligning (20) til å regne ut en bestemt  $\varphi_v$  for sammenligning. Av den grunn er *Figur 9* laget for å vise hvordan  $\varphi_v$  varierer med perkolasjonsrater fra 0-10 mm/time.



Figur 9: Beregnede verdier for  $\varphi_v$  basert på tiltaksparametere fra Tabell 7 og ligning (20).

Først og fremst ser vi at RIS sin observerte verdi for  $\varphi_v = 0,45$  befinner seg på grafen. Ligning (20) regnet ut tilsvarende verdi med  $S_3 \sim 1,5 \text{ mm/time}$ . RIS har ikke kontakt med stedlige masser og vannet føres ut av regnbedet gjennom et perforert drenerør. Dersom vi antar at ligning (20) er nøyaktig, vil det si at perkolasjonsraten som dreneringsystemet representerer er omtrent den samme som ved leire. L34B har observert  $\varphi_v = 0,02$ , som betyr at tiltaket infiltrerer en stor andel av tilført vannmengde. Denne befinner seg også på grafen ved  $S_3 \sim 3,5 \text{ mm/time}$ , som tilsvarer perkolasjonsraten til leirjord. Ligning (20) klarte ikke helt å estimere riktig  $\varphi_v$  på 0 for NB21, men kom veldig nære. En  $\varphi_v = 0$  betyr at alt tilført vannmengde ble infiltrert av tiltaket. Samlet sett ser vi at ligning (20) klarte å estimere observerte  $\varphi_v$  til en viss grad. Den fanget også opp forskjellen mellom ytelsen til regnbedene, da RIS ( $\varphi_v = 0,45$ ) ligger klart høyere enn L34B og NB21 ( $\varphi_v \leq 0,02$ ) på grafen.

Andre forhold, utenom  $S_3$ , som gjør at sammenligningen med de dokumenterte regnbedene er begrenset er følgende:

- ligning (20) er basert på urbane felt med tette flater. Regnbedene som ble observert har permeable flater i nedbørfeltet, som kan gi mindre observerte verdier for  $\varphi_v$ .
- ved beregning av  $f$ -verdi i Tabell 7 er det antatt avrenningskoeffisienter for de permeable overflatene. Hvis avrenningskoeffisientene som er lagt til grunn for å beregne  $f$ -verdi er feil så blir også resultatet veldig unøyaktig.
- ligning (20) er funnet og basert på 53 år med data for Oslo og 35 år for Trondheim. Dette er adskillig lengre perioder enn det som ble dokumentert for regnbedene. Vi har for eksempel for Oslo at gjennomsnittlig årsnedbør fra 2010-2014 (da målingene for L34B ble observert) var 863 mm/år. Hvis vi ser på gjennomsnittlig årsnedbør fra 1968-2021 er tallet 760 mm/år. Det er altså noen forskjeller i nedbør som kan ha påvirkning på resultatene.

### 5.1.4 Begrensninger og gyldighetsområde

En av variablene med merkverdig betydning for utregning av  $\alpha$ -verdien, og som ikke ble inkludert i de modellerte ligningene, er tykkelsen på jordlaget ( $D_2$ ). Den symbolske regresjonen fant ingen sammenheng mellom denne variabelen og observerte  $\alpha$ -verdier. Symbolsk regresjon måtte derfor kjøres med kun de tre andre variablene. En del av usikkerheten vil da komme som følge av at vi måtte utelukke  $D_2$ .

Modellen i SWMM antar også at alt av overvannet ledes til et tiltak. I kapittel 4.6.2 nevnte vi at dette ikke alltid er tilfelle i realiteten. Ved bruk av ligning (10), kan man regne ut det reduserte totale impermeable arealet, og dermed få et resultat som kan stemme noe bedre enn å bare se på avrenningen til et tiltak. Det nevnes også at ekskludering av et drens-system i modelleringen vil kunne føre til underestimert andel vann som tilføres avløpsanlegget. Dette kan så føre til overestimerte avrenningskoeffisienter ettersom mer av den modellerte nedbøren når tiltaket.

Innledningsvis ble det også nevnt at alt av nedbør forekommer som regn, det vil si ingen snøsmelting. Snøsmelting fungerer på den måten at akkumulert snø i et nedbørfelt samles som en snøpakke. Omfordeling av snø via vind og fjerningsoperasjoner kan også justeres. Snøsmelting fra pakken blir behandlet som en ekstra nedbørmengde i løpet av perioden der dette forekommer. Hvis snøen fra et nedbørfelt fjernes, og den totale nedbøren som faller på feltet forblir den samme, vil dette redusere avrenningskoeffisienten. Det tenkes derfor at en mulig påvirkning på resultatet ved ekskludering av snøsmelting, kan ha vært en liten overestimert avrenningskoeffisient.

Gyldighetsområdet for ligningene er hovedsakelig for overflatebaserte overvannstiltak med løsmasser som er i kontakt med omkringliggende masser. Regnbed et eksempel på et slikt tiltak. Ettersom vi ikke modellerte for gropmagasiner (se *Tabell 2* der denne verdien er satt til 0), kan formelen også brukes for gressplener. Det er viktig å merke seg at verdi for  $S_3$  ikke kan være 0. Dersom man bruker ligningen for område uten infiltrering utover tiltaket, må verdien settes veldig nær 0. Dettens gjøres av matematiske hensyn, slik at  $\alpha$ -verdi kan beregnes uten feilmelding.

## 5.2 Betraktninger knyttet til overvannsgebyr og lønnsomhet

Ligning for  $\alpha$  (Blindern, Oslo) satt inn i ligning (15) gir følgende uttrykk:

$$\varphi_v = \frac{Q_{tot} \cdot (I_e + I_d \cdot R)}{(0,94 \cdot \sqrt{S_3 \cdot D_1 + S_3 \cdot K_{S_2}^{0,75} + 2,0}) \cdot K_r \cdot S \cdot P \cdot R} \quad (23)$$

Ved å anvende denne ligningen, med verdier for et gitt nedbørfelt og tiltak, vil man kunne få et estimat for hvilken  $\varphi_v$  tiltakets verdier burde dimensjoneres ut ifra for å spare mest penger. Verdier for  $\varphi_v$  regnet ut via ligningen tolkes på følgende måter:

- $\varphi_v \geq 1$  etablering av tiltak er ikke lønnsomt for å redusere overvannsgebyret.
- $0 \leq \varphi_v < 1$  lønnsomt for grunneiere å etablere tiltak for å redusere gebyret.

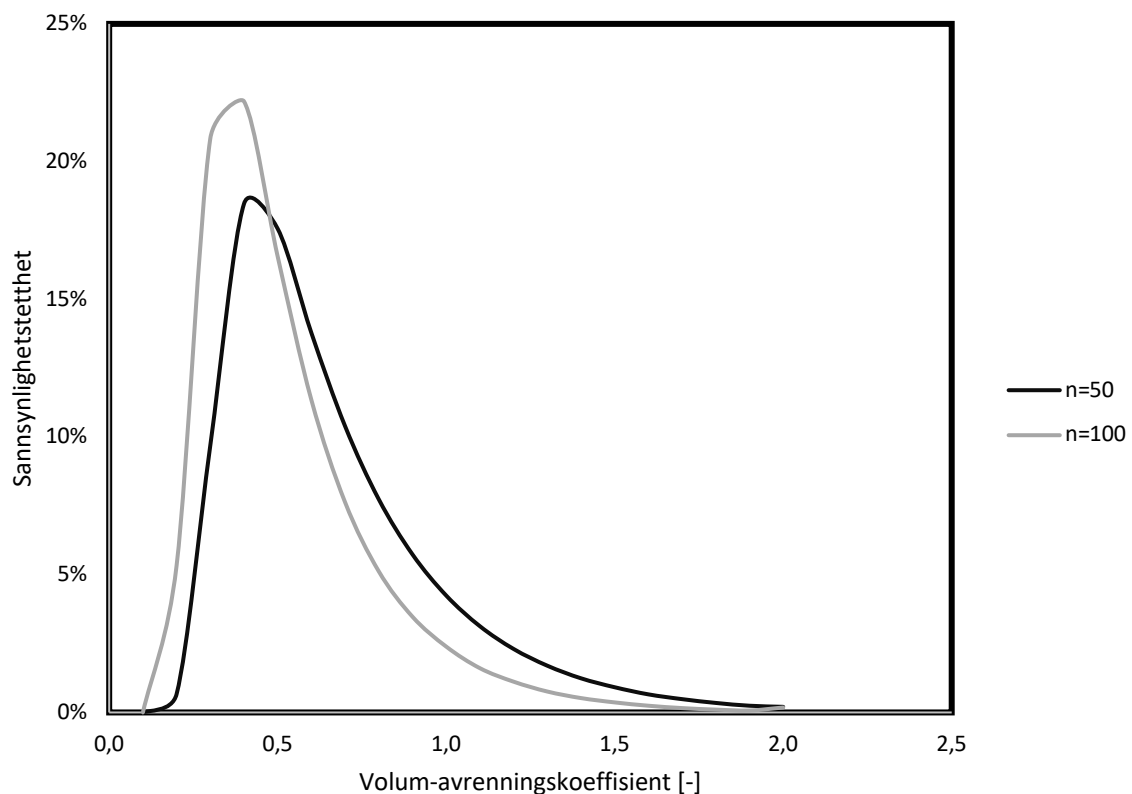
Ved å studere ligningen er det mulig å si noe om hva som styrer lønnsomheten til tiltaket. Ligningen forteller oss at tiltaket er mer lønnsomt jo:

- større nedbørsmengdene er.
- dyrere kostnadene for å håndtere overvannet er.
- høyere tiltaksverdiene er.
- lengre levetiden på tiltaket er.
- lavere den totale avrenningen ( $Q_{tot}$ ) er.
- lavere kostnadene for tiltaket er.

En økning av kostnadene for å håndtere overvann, samt total nedbør for området, vil føre til at tiltaket er mer i bruk og dermed mer lønnsomt. Større verdier på tiltaksparameterne vil bety bedre ytelse og mindre avrenning. En investering som varer lengre, er også mer lønnsom enn motsatt. Ser vi på ligning (3) for overvannsgebyr, viser den også at gebyret blir større dersom  $Q$  holdes konstant og  $Q_{tot}$  reduseres. Lavere tiltakskostnader vil også naturligvis føre til at det blir mer lønnsomt å investere.

### 5.2.1 Monte Carlo simuleringer for lønnsomhet i Oslo

Tilbake til spørsmålet om når tiltak er lønnsomt. På *Figur 10* under vises sannsynlighetsfordelingen av  $\varphi_v$  for en million Monte Carlo simuleringer. Resultatet er kun en tilnærming til lønnsomhet basert på verdiene fra *Tabell 3*. På grunn av usikkerheter med tanke på hvor lenge tiltak varer, er det tatt med levetid på både 50 og 100 år.



*Figur 10: Sannsynlighet for forekomst av  $\varphi_v$  simulert via Monte Carlo. Basert på nåtidens nedbørmengder.*

Ut ifra simuleringene vil det være optimalt å dimensjonere tiltaket, uavhengig av levetid, der  $\varphi_v \sim 0,40$ .

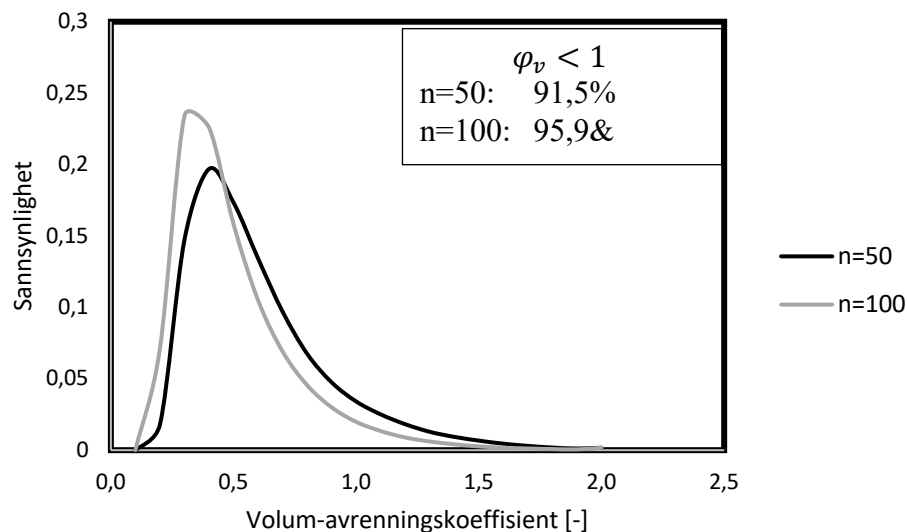
Det som er mest interessant med denne simuleringen er å se hvor ofte tiltak lønner seg. Dette tilsvarer alle verdier der  $\varphi_v < 1$ . For tiltak med levetid på 50 år vil tilfeldige kombinasjoner av

variablene gi lønnsomhet av tiltak for 84,0 % av tilfellene. For tiltak med levetid på 100 år er tallet 92,5 %.

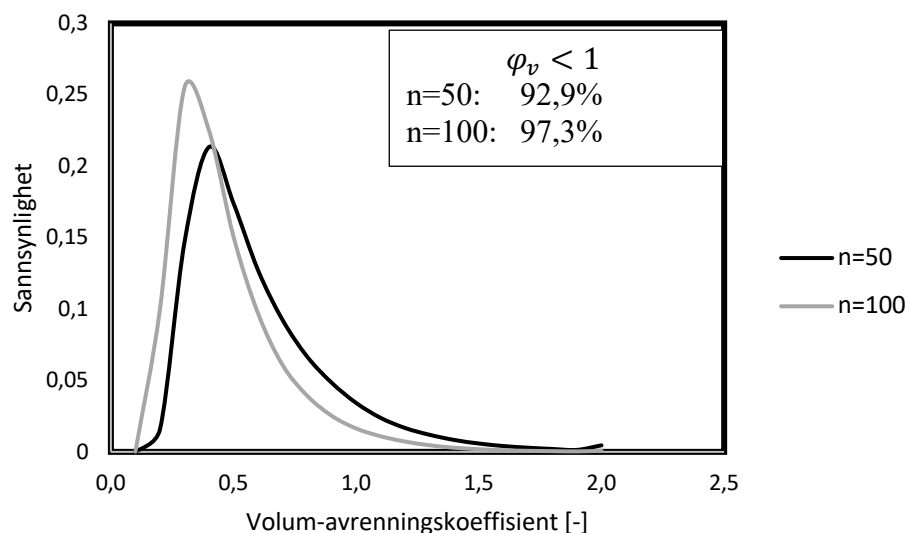
### 5.2.2 Klimaendringer

Slik det ble nevnt innledningsvis, forventes det at nedbøren øker i de fremtidige årene. I Hanssen-Bauer et al. (2016) skrev en rapport kalt «Klima i Norge 2100», som viser potensielle nedbørøkinger for ulike utslippsscenarioer. Utslippsscenarioer framstilles som 'Representative Concentration Pathways' (RCP'er), og beskriver forskjellige scenarioer for framtidig utvikling av globale utslipp av klimagasser. Scenarioet vi skal vurdere kalles RCP8.5, også kalt 'business as usual' scenarioet, altså at utslippet fortsetter som nå. I rapporten beskrives dette som kontinuerlig vekst i klimagassutslipp.

Rapporten gir estimater for median relativ [%] forandring i nedbør [mm] for ulike tidsperioder. I denne oppgaven er det valgt å se på utviklingen fram til 2045 og 2085. Rapporten estimerer 7% økning innen 2045 og 13% økning innen 2085. *Figur 11* og *Figur 12* viser sannsynlighetsfordelingen av  $\varphi_v$  for de ulike scenarioene:



Figur 11: Sannsynlighet for forekomst av diverse verdier for  $\varphi_v$  simulert via Monte Carlo. RCP8,5 scenario for 2045.



Figur 12: Sannsynlighet for forekomst av diverse verdier for  $\varphi_v$  simulert via Monte Carlo. RCP8,5 scenario for 2085.



Lønnsomheten av tiltak vil øke, dog ikke altfor mye da vi allerede har god lønnsomhet basert på dagens tall. Hvis vi antar at RCP8.5 scenarioet blir en realitet, vil den totale lønnsomheten for tiltak med levetid på 50 år øke med 8,9% innen 2085, mens 100 år levetid gir en økning på 4,8 %. Det er verdt å merke seg at denne analysen kun tar stilling til endringer i nedbørmengde og totalt overvannsvolum.

### 5.2.3 Regneeksempel for å vurdere lønnsomhet

I denne delen vises et eksempel for bruk av modell. Vi vil anta representative verdier for beregning av overvannsgebyr og tiltakskostnad for å vise hvordan tomteeier kan spare penger. Verdiene er basert på gjennomsnittlige verdier fra *Tabell 3*. Vi bruker ligning (16) for å regne ut  $\alpha$ -verdi, ligning (13) for å regne ut kostnadene med og uten tiltak og ligning (11) for å regne ut arealet til tiltaket. De antatte verdiene er:  $D_1 = 200 \text{ mm}$ ,  $K_{2S} = 300 \text{ mm/time}$ ,  $S_3 = 3 \text{ mm/time}$ ,  $I_e = 3050 \text{ NOK/år}$ ,  $I_r = 17 \text{ NOK/år}$ ,  $r = 2 \%$ ,  $K_r = 296\,714\,000 \text{ NOK}$ ,  $s = 36 \%$ ,  $P = 0,714 \text{ m}^3/\text{år}$ ,  $Q_{tot} = 6\,121\,874 \text{ m}^3/\text{år}$ ,  $\varphi_v = 0,40$ ,  $\varphi_{uten\ tiltak} = 1$ ,  $A = 100 \text{ m}^2$  og  $n = 100 \text{ år}$ .

$$\alpha = 0,94 * \sqrt{S_3 * D_1 + S_3 * K_{S2}^{0,75}} + 2,00 = 28,85$$

$$R = \frac{(1 + r)^n - 1}{r * (1 + r)^n} = 43,09$$

$$K_{med\ tiltak} = \frac{K_r * s * \varphi_v * P * A * R}{Q_{tot}} + \frac{A * (I_e + I_d * R)}{\alpha} * \ln\left(\frac{1}{\varphi_v}\right) = 31\,346,76 \text{ NOK}$$

$$K_{uten\ tiltak} = \frac{K_r * s * \varphi_{uten\ tiltak} * P * A * R}{Q_{tot}} = 53\,692,67 \text{ NOK}$$

$$A_{NBS} = A * \frac{1}{\alpha} * \ln\left(\frac{1}{\varphi_v}\right) = 3,17 \text{ m}^2$$

Dersom tiltaket dimensjoneres for  $\varphi_v = 0,40$  (optimal verdi fra Monte Carlo simulering) blir  $A_{NBS} = 3,17 \text{ m}^2$ . Estimert besparelse ved installering av tiltak blir da  $20\,362,88 \text{ NOK}$  ( $53\,692,67 - 31\,346,76$ ) i løpet av 100 år.

## 6 Konklusjoner

Målet med denne oppgaven har vært å utvikle en modell som anslår hydrologisk ytelse, i form av volum avrenningskoeffisient, av regnbed. Ved hjelp av SWMM har vi simulert flere volum avrenningskoeffisienter basert på historisk klimadata. Det første vi la merke til var at  $\varphi_v$  fulgte et negativt eksponentielt løp korrelert med  $f$ -verdien, altså andelen naturbaserte løsninger utgjør av det totale arealet. Symbolsk regresjon ga oss videre et uttrykk for  $\alpha$ -verdien som skulle dekke betydningen resten av variablene har på  $\varphi_v$ . Til slutt endte vi opp med en ligning som ga en tilpasset regresjonslinje med  $R^2=0,973$ , basert på data fra Oslo (Blindern). Usikkerheten på ligningen er større ved lave  $\alpha$ -verdier. Perkolasjonen, dvs hastigheten til grunnvannet når det trenger gjennom undergrunnen, er den mest betydningsfulle variabelen for beregning av  $\alpha$ -verdien. Når denne er lav, blir  $\alpha$ -verdien også lav.

I det videre arbeidet ble modellen for Oslo testet for andre klimaregioner (Bergen og Trondheim) og sammenlignet opp mot modeller utviklet med klimadata fra disse regionene. Det vi observerte var at modellene utviklet med data fra en bestemt region ga best resultatet, men at modellen fra Oslo fortsatt var god for andre regioner. Modellene fra Bergen og Trondheim var relativt dårligere til å regne ut  $\varphi_v$  for Oslo. Variasjoner i nedbør på tvers av klimaregionene vises gjennom konstantene som inngår i ligningene for  $\alpha$ .

Grunnet samtlige antagelser i kombinasjon med en allerede tilstedeværende usikkerhet knyttet til beregningen av  $\varphi_v$ , er det vanskelig å si noe om hvor god ligningen vil være i praksis. Ettersom det er mangel på virkelige observerte volum avrenningskoeffisienter basert på historisk klimadata, er det vanskelig å verifisere modellen for å se hvor godt den treffer. Ved eventuell bruk er det derfor anbefalt å anvende modellen for klimaregioner og omstendigheter med lite avvik fra antagelsene for best resultat. Det vil si små urbane nedbørfelt, hvor mangel på drencsystem og snøsmelting tas hensyn til, der avrenningen hovedsakelig ledes til et tiltak. Oversikten over intervallet  $\varphi_v$  kan ligge i, basert på beregnet  $\alpha$ -verdi, bør også vurderes.

Ved å kombinere kunnskap om overvannsgebyr, tiltakskostnad og ligning for  $\varphi_v$ , var vi i stand til å komme med en ligning for estimat av når tiltak kan være lønnsomt. Etter simuleringer, med mange ulike kombinasjoner av variablene som inngår i ligningen, fant vi optimal  $\varphi_v$  for dimensjonering av tiltak til å være omtrent 0,40. En vurdering av hvor ofte tiltak vil være lønnsomt ( $\varphi_v < 1$ ) ble gjort for tiltak med levetid på 50 og 100 år. Resultatene viste at for 84,0 og 92,5% av tilfellene, respektivt, vil investering i tiltak føre til besparing. En vurdering av fremtidige klimaendringer viste økende lønnsomhet i årene som kommer.

## 6.1 Videre arbeid

- Samle informasjon om drencsystem, snøsmelting og impermeable områder utenom tiltaket slik at modellen i SWMM blir mer realistisk.
- Finne ut av hvordan man kan ta stilling til variasjoner i jordtykkelse ( $D_2$ ) og innvirkningen dette har på volum avrenningskoeffisienten.
- Få tak i / observere reelle verdier for  $\varphi_v$  og bruke disse for å verifisere og eventuelt videreutvikle modellen. Bruke framgangsmåten fra Paus et al. (2016).
- Vurdere lønnsomhet for andre tilpasninger av overvannsgebyr. Barton et al. (2021) utviklet en annen formel for «differensiert fullkost». Denne inkluderer merkostnader for klimaoppgradering av ledningskapasitet og rensekapasitet med forventede større nedbørmengder, samt en forurensningskostnad

## 7 Referanser

**Barton, David N., et al. 2021.** Brukerfinansiert klimaberedskap? En beregningsmodell for overvannsgebyr i Oslo. 2021.

**COWI. 2015.** *Gjennomgang av avrenningsfaktorer*. s.l. : Miljødirektoratet, 2015.

**Guillette, Anne . 2016.** *Low Impact Development Technologies*. 2016.

**Harris, C. R., Millman, K. J., van der Walt, S. J., Gommers, R., Virtanen, P., Cournapeau, D., ... Oliphant, T. E. 2020.** *Array programming with {NumPy}*. s.l. : Springer Science and Business Media, 2020.

**I. Hanssen-Bauer, E.J. Førland, I. Hadde-land, H. Hisdal, S. Mayer, A. Nesje, J.E.Ø. Nilsen, S. Sandven, A.B. Sandø, A. Sorteberg og B. Ådlandsvik. 2016.** *Klima i Norge 2100*. s.l. : Miljødirektoratet, 2016.

**Lindholm, Oddvar, et al. 2008.** *Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering* . s.l. : Norsk Vann, 2008.

**Lunde, Elin Walaker. 2020.** *Infiltrasjon i regnbed og val av verdi for metta hydraulisk konduktivitet ved dimensjonering*. s.l. : NMBU, 2020.

**Magnussen, Kristin, et al. 2015.** *Kostnader og nytte ved overvannstiltak*. s.l. : Vista Analyse AS, 2015.

**Magnussen, Kristin, et al. 2017.** *Naturbaserte løsninger for klimatilpassning*. s.l. : Menonpublikasjon nr 61/2017, 2017.

**McKinney, Wes et al. 2010.** *Data structures for statistical computing in python*. 2010.

**Melding til Stortinget nr 33 (2012-2013). 2012-2013.** *Klimatilpassning i Norge*. s.l. : Det kongelige miljøverndepartementet, 2012-2013.

**NINA. 2022.** NINA. [Internett] 2022. <https://nina.earthengine.app/view/new-waterways>.

**NOU 2015:16. 2015.** *Overvann i byer og tettsteder*. s.l. : Oslo: Norges offentlige utredninger, 2015.

**Paus, Kim Haukeland. 2018.** *Forslag til dimensjonerende verdier for trinn I i Norsk Vann sin tre-trinns strategi for håndtering av overvann* . s.l. : Norsk Vann, 2018.

**Paus, Kim Haukeland og Egeberg, Janicke Ramfjord. 2020.** *Evaluering av blågrønne overvannstiltak* . s.l. : Asplan Viak, 2020.

**Paus, Kim Haukeland, Muthanna, Tone og Braskerud, Bent. 2016.** *The hydrological performance of bioretention cells in regions with cold climates: seasonal variation and implications for design*. 2016.

**Rossman, Lewis A. 2015.** *Storm Water Management Model User's Manual Version 5.1*. s.l. : Office of Research and Development, 2015.

**Saksæther, Vegard og Kihlgren, Kjetil Strand. 2012.** *Regnbed som tiltak for overvannshåndtering i små husbebyggelse*. 2012.

**Stephens, Trevor . 2016.** [Internett] 2016. <https://gplearn.readthedocs.io/>.  
— . **2016.** Genetic programming in Python. [Internett] 2016.  
<https://gplearn.readthedocs.io/en/stable/index.html>.

**UiO.** Appendix A: Sampling Methods. [Internett]  
<https://www.uio.no/studier/emner/matnat/math/STK4400/v05/undervisningsmateriale/Sampling%20methods.pdf>.

**Van Rossum, Guido. 2020.** *The Python Library Reference, release 3.8.2.* s.l. : Python Software Foundation, 2020.

**Yates, D. og Strzepek, K. 1994.** *Potential Evapotranspiration Methods and their Impact on the Assessment of River Basin Runoff Under Climate Change.* s.l. : IIASA, 1994.

**YR. 2022.** Oslo (Blindern) - Historikk . [Internett] 2022. [https://www.yr.no/nb/historikk/graf/5-18700/Norge/Oslo/Oslo/Oslo%20\(Blindern\)](https://www.yr.no/nb/historikk/graf/5-18700/Norge/Oslo/Oslo/Oslo%20(Blindern)).

## Vedlegg A: FROST Python kode

```
import requests
import pandas as pd
import datetime

# lager en frost id, som er en fil med brukernavn som streng.
with open('id', 'r') as file:
    clientID = file.read().rstrip('\n')

def get_PT1M_fromid(ids, start, end):
    start = start.strftime("%Y-%m-%dT%H:%M:%S")
    end = end.strftime("%Y-%m-%dT%H:%M:%S")
    url = "https://frost.met.no/observations/v0.jsonld"
    reftime = f"{start} Denne / {end}"
    headers = {"Accept": "application/json"}
    parameters = {
        "sources": ids,
        "referencetime": reftime,
        "elements": "sum(precipitation_amount PT1M)", #minuttnedbør
        "timeoffsets": "PT0H",
        "fields": "sourceId, referenceTime, value, elementId",}

    r = requests.get(url=url, params=parameters, headers=headers, auth=(clientID, ""))
    return r.json()

# laster ned måned for måned pga data begrensning
start = '1968-01-01'
stop = '2022-02-18'
time_start = datetime.datetime.strptime(start, '%Y-%m-%d')
time_stop = datetime.datetime.strptime(stop, '%Y-%m-%d')
daterange = pd.date_range(time_start, time_stop, freq='MS').tolist()
# MS: month start, M: month end

# metadata for Blindern, kan legge til flere. Trenger bare endre på id for å bytte værstasjon.
met_stations = {
    "OSLO - BLINDERN PLU": {
        "shortname": "Blindern plu",
        "id": "SN18701",
        "name": "OSLO - BLINDERN TESTFELT",}

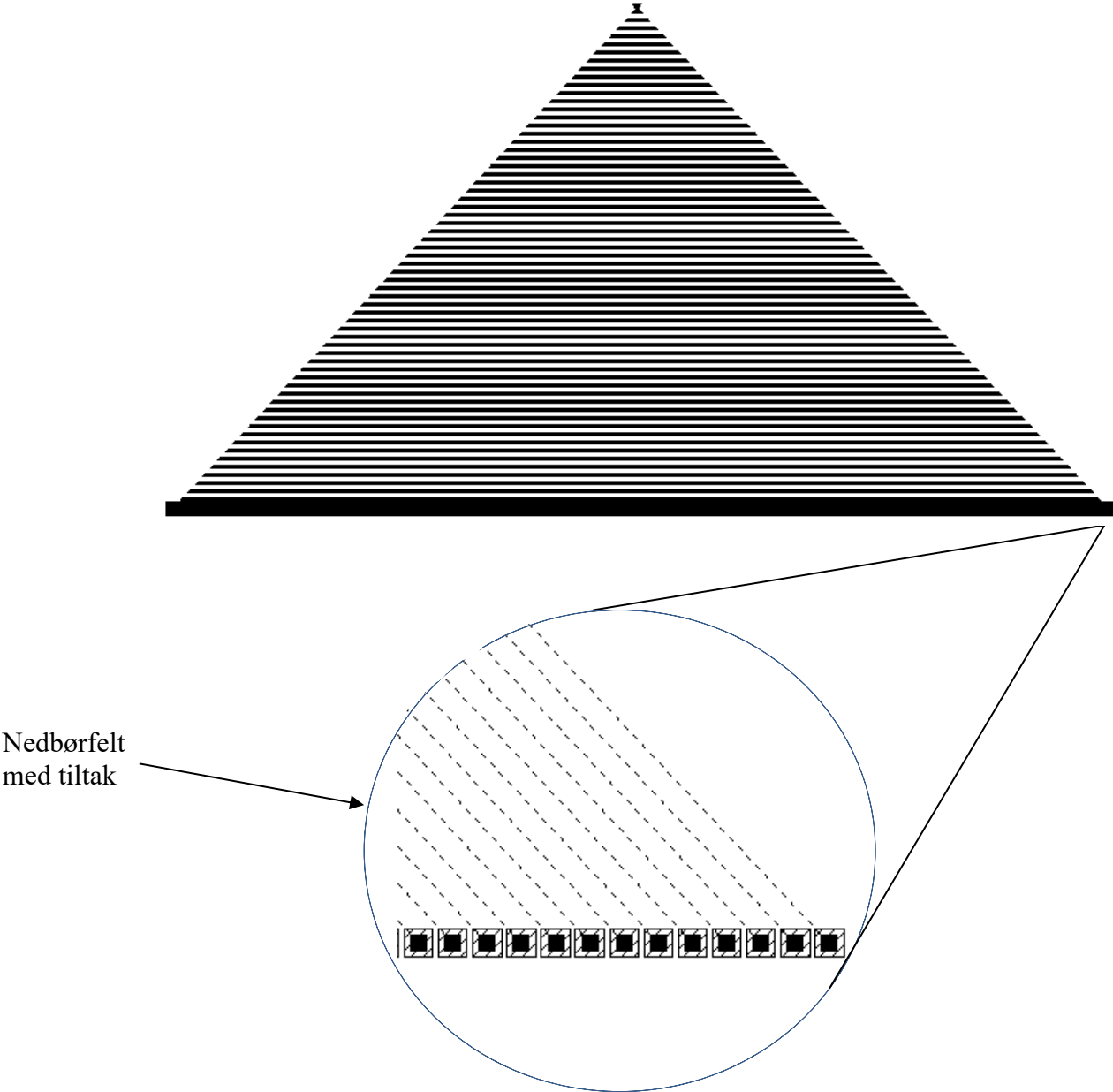
for i in met_stations:
    data = [] # array for lagring av data
    time = [] # korresponderende tid

    # for alle måneder siden 1968
    start = daterange[0]
    for t in daterange[1:]:
        end = t
        r = get_PT1M_fromid(met_stations[i]["id"], start, end) # datoer overlapper ikke
        if 'error' not in r: # mulig snø på vinteren, denne hopper over intervaller med manglende
nedbør
            print("downloading: ", start.strftime("%Y-%m"))
            for j in r['data']:
```

```
        data.append(j['observations'][0]['value'])
        time.append( j['referenceTime'] )
    else:
        print("skip: ", start.strftime("%Y-%m"))
        start = end

df = pd.DataFrame(data={'time':time, 'PT1H':data})
df = df.set_index('time')
df.to_csv('./Blindern_PT1M')
```

**Vedlegg B: Modell i SWMM**



## Vedlegg C: Kode for symbolsk regresjon

```
from gplearn.genetic import SymbolicRegressor
import numpy as np
from math import e
from gplearn.functions import make_function
import pandas as pd

# henter input-verdier fra excelfil og samler dem i en array.
yTRAIN = pd.read_excel('input.xlsx', sheet_name='YTRAIN')
yyTRAIN = np.array(yTRAIN.T)
y_train = np.reshape(yyTRAIN, (1,np.product(yyTRAIN.shape)))[0]

xTRAIN = pd.read_excel('input.xlsx', sheet_name='XTRAIN')
X_train = np.array(xTRAIN.T)

function_set = ['add', 'sub', 'mul', 'div', 'sqrt', 'min', 'max', 'log']

# koden for symbolsk regresjon
est_gp = SymbolicRegressor(population_size=500000,
                           generations=15,
                           stopping_criteria=0.01,
                           function_set=function_set,
                           p_crossover=0.4,
                           p_subtree_mutation=0.1,
                           p_hoist_mutation=0.4,
                           p_point_mutation=0.1,
                           max_samples=0.9,
                           verbose=1,
                           parsimony_coefficient=0.01,
                           random_state=0)
est_gp.fit(X_train, y_train)

print(est_gp._program)
```







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

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway