PRÆDIKTIV REALTIDSSTYRING AF DANSKE AFLØBSSYSTEMER

Vand & Miljø, Kandidatspeciale
2017

Projekt udarbejdet af:
Emil Nielsen

Vejleder:
Søren Thorndahl

Konsulent:
Rasmus Nielsen

Summary

This project is about predictive real-time control of Danish sewer systems. Two strategies for controlling sewer systems have been developed. The purpose of the strategies is to improve the usage of basins in order to reduce discharge to the recipient. Both strategies contain a predictive element by controlling based on short-term runoff prognoses.

Both strategies have been analyzed on simple, fictitious sewer systems. It has been shown that both strategies can reduce recipient loading compared to non-controlled systems. The two strategies have then been implemented on two cases of real sewer systems. From this it has been shown that they function properly on real sewer systems.

For the analysis of the first control strategy a fictitious runoff prognosis has been used by using recorded data from a rain gauge. It's concluded that the strategy functions but is generally too slow to be implemented in its current form.

For the analysis of control strategy 1 a runoff prognosis has been used developed from nowcasts from a C-band-radar. It's concluded that the strategy can control the system and reduce recipient loading without causing flooding in the system

AALBORG UNIVERSITET
STUDENTERRAPPORT

Institut for Byggeri og Anlæg
Thomas Manns vej 23
9220 Aalborg Ø
http://www.byggeri.aau.dk

Titel:

Prædiktiv realtidsstyring af danske afløbssystemer

Title in English:

Predictive real-time control of Danish sewer systems

Projekt:

Kandidatspeciale

Projektperiode:

August 2016 - juni 2017

Projekt udarbejdet af:

Emil Nielsen

Vejleder:

Søren Thorndahl

Konsulent:

Rasmus Nielsen

Oplagstal: 4
Sidetal: 150
Afsluttet: 08-06-2017

Synopsis:

Dette projekt omhandler prædiktiv realtidsstying af danske afløbssystemer. Der er udviklet to styringsstrategier, der har til formål at forbedre udnyttelsen af bassinkapacieten for at reducere recipientbelastning. Begge strategier indeholder et prædiktivt element igennem at styre på baggrund af afstrømningsprognoser.
Begge styringsstrategier er analyseret på simple, fiktive afløbsmodeller, hvor det er vurderet, at begge strategier kan reducere recipientbelastning i forhold til ikkestyrede systemer. Dernæst er de implementeret på to cases af virkelige afløbssystemer, hvor det er vist, at begge strategier kan fungere på virkelige afløbssystemer.
For analysen af styringsstrategi 2 er der anvendt en fiktiv afstrømningsprognose ved at anvende historisk data fra en regnmåler. Det er vurderet, at strategien kan reducere recipientbelastningen, men generelt er for beregningstung til at implementeres i dets nuværende opsætning.
For analysen af styringsstrategi 1 er der anvendt afstrømningsprognoser udviklet på baggrund af nowcasts fra en C-båndsradar. Det er vurderet, at strategien kan styre, således recipientbelastning reduceres uden oversvømmelse i systemet.

Rapportens indhold er frit tilgængeligt, men offentliggørelse (med kildeangivelse) må kun ske efter aftale med forfatterne.

Forord

Denne rapport er udarbejdet af Emil Nielsen som kandidatspeciale på kandidatuddannelse i Vand og Miljø på Aalborg Universitet, hvor *Prædiktiv realtidsstyring af afløbssystemer* er det overordnede tema for projektet.

Alt benyttet til kortmateriale og figurer kommer fra Kortforsyningen [2015] og [Geodatabiblioteket, 2014].

Forsidebilledet viser en fisketrappe placeret i Østerå nord for Kærby samt C-bånds-radaren placeret på Stevns. [Stevns Netavis, 2016; Hašková, 2012]

Der rettes stor tak til vejleder Søren Thorndahl for inspirerende vejledning og konstruktiv kritik.

Emil Nielsen

Indholdsfortegnelse

Summary **III**

Kapitel 1 Indledning **1**

Del I Introduktion af realtidsstyring **3**

Kapitel 2 Realtidsstyring af afløbssystemer **5**
2.1 Decision Support System (DSS) 7
2.2 Québec Urban Community RTC System 9

Kapitel 3 Problemformulering **11**
3.1 Metode 11

Del II Styringsstrategier **13**

Kapitel 4 Styringsstrategi 1 **15**
4.1 Det fiktive afløbssystem 16
4.2 Uden styringsstrategi 17
4.3 Styringsmetode 19
4.4 Implementering af styringsstrategi 20
4.5 Delkonklusion 22
4.6 Diskussion 22

Kapitel 5 Styringsstrategi 2 **25**
5.1 Det fiktive afløbssystem 25
5.2 Styringsmetode 26
5.3 Implementering af styringsstrategi 35
5.4 Delkonklusion 40
5.5 Diskussion 41

Del III Implementering af strategier på afløbssystemer **43**

Kapitel 6 Case 1: Kærby afløbssystem **45**
6.1 Kærby afløbssystem 45
6.2 Modelopsætning 50
6.3 Uden styringsstrategi 52

6.4 Implementering af styringsstrategi 1 . . . 57
6.5 Delkonklusion . . . 60
6.6 Diskussion . . . 60

Kapitel 7 Case 2: Opland til Vestre Landgrøft 63
7.1 Afløbssystemet . . . 63
7.2 Modelopsætning . . . 67
7.3 Implementering af styringsstrategi 2 . . . 67
7.4 Delkonklusion . . . 71
7.5 Diskussion . . . 72

Del IV Implementering af radarbaseret nowcast 75

Kapitel 8 Case 1: Implementering af nowcasts 77
8.1 Afstrømningsprognose . . . 77
8.2 Styring med nowcasts . . . 81
8.3 Styring med ensembles . . . 85
8.4 Delkonklusion . . . 87
8.5 Diskussion . . . 87

Del V Konklusion 91

Kapitel 9 Konklusion 93

Litteratur 95

Del VI Bilag 97

Bilag A Simpel bassinmodel 99

Bilag B Regnmåler 101
B.1 Udvælgelse af ekstreme regnhændelser . . . 102

Bilag C Referencesystemet for styringsstrategi 2 107

Bilag D Ændringer i udleverede Mike Urban-model 109

Bilag E Estimat af vandføring under tørvejr 111
E.1 Diskussion . . . 114

Bilag F Kalibrering og validering af Kærby afløbssystem 115
F.1 Resultater . . . 116
F.2 Validering . . . 121

Bilag G Analyse af radarkvalitet 127
G.1 Timebaseret MFB-justering . . . 127
G.2 Sammenligning af akkumuleret nedbør . . . 128

G.3 Sammenligning for udvalgte regnhændelser 130
G.4 Usikkerheder i radarobservationer 131

Bilag H Analyse af nowcast-kvalitet **135**
H.1 Forudsigelse af korte perioder med høj regnintensitet 136
H.2 Forudsigelse af regnvolumener over længere perioder 139

KAPITEL 1

Indledning

Ældre, fælleskloakerede afløbssystemer har ikke tilstrækkelig kapacitet til at håndtere større regnhændelser både på grund af begrænset kapacitet i selve afløbssystemet samt ledningsstrækningen til renseanlægget og kapaciteten ved renseanlægget. Derfor udleder afløbssystemerne opspædet spildevand til danske vandområder, når der ikke længere er kapacitet i afløbssystemet.

Udledning af opspædet spildevand kan betyde både kapacitetsproblemer i recipienten, herunder oversvømmelse og erosion, og udledning af forurenende stoffer. Forureningen fra overløb har en negativ påvirkning på de danske vandområder og kan sænke den økologiske tilstand og dermed modarbejde de mål for vandområderne, som er beskrevet i de danske vandplaner og vandområdeplaner.

Nedbørsmønsteret kommer til at ændres i fremtiden som følge af klimaforandringer. Der forventes flere og kraftigere skybrud, hvilket kan medføre større belastning af afløbssystemerne og resultere i hyppigere og større overløbshændelser.

Der bør derfor foretages indsatser på de ældre afløbssystemer for både at håndtere fremtidige kapacitetsproblemer pga. klimaforandringer og for at imødekomme de stigende krav til kvalitet af de danske vandområder.

De traditionelle værktøjer, der anvendes til at udbedre afløbssystemets mangler, indebærer større strukturelle ændringer af afløbssystemet, herunder separatkloakering eller udvidelse af afløbssystemets kapacitet igennem nye bassiner eller større kloakledninger. Disse løsninger er dog ofte større anlægsprojekter og dermed dyre at implementere.

Bedre modelleringsværktøjer og højere computer-regnekraft har igennem de sidste mange år åbnet muligheden for et nyt værktøj. Mange af de problemstillinger, som afløbssystemerne står overfor i fremtiden, kan løses igennem optimering af driften af de eksisterende systemer. Intelligent styring af afløbssystemernes drift i realtid har vist at kunne reducere problemer i recipienten såvel som i selve afløbssystemet for både systemer i udlandet og danske systemer.

Der eksisterer allerede erfaringer fra danske afløbssystemer om realtidsstyrings potentiale. For renseanlæg Lynetten i København er der udviklet en realtidsstyring, der kan

styre oplandet. Systemet styres på baggrund af en dynamisk risikovurdering, som regulerer tilbageholdelsen af vand i systemets bassiner. Styringen har medført en reduktion i overløbsvolumen m.m. vurderet igennem modelanalyser. [Krüger A/S, 2012]

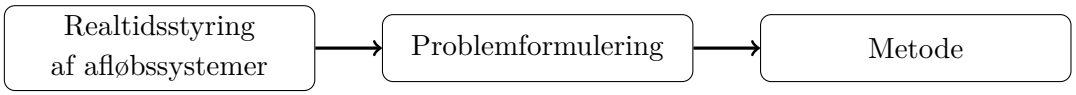
For Kolding afløbssystem er der udviklet en samstyring af renseanlægget og afløbssystemet. Realtidsstyringen er allerede implementeret og har medført op til 50 % besparelse på nyanlæg eller udvidelse af bassiner samt en reduktion i overløbsmængde op til 25 %. [Krüger A/S, 2015]

Det ses dermed, at der allerede eksisterer flere eksempler på realtidsstyring, der viser et potentiale for optimering af drift af afløbssystemer.

Del I

Introduktion af realtidsstyring

I del I af rapporten præsenteres realtidsstyring som et værktøj til at håndtere problemer i afløbssystemet i dag. Generelle metoder til at implementere realtidsstyring gennemgås, og udvalgte eksempler på afløbssystemer, hvor realtidsstyring allerede er implementeret, beskrives. Dernæst præsenteres projektets problemformulering. I diagrammet nedenunder er kapitlerne i denne del angivet.



KAPITEL 2

Realtidsstyring af afløbssystemer

Realtidsstyring er en metode, der indbefatter at styre regulatorer i et afløbssystem. Realtidsstyring kan opnå forbedringer i systemet uden behov for at implementere større, dyre strukturelle ændringer i systemet, fx anlæggelse af nye bassiner. Realtidsstyring kan derfor være en effektiv og billig løsning til problemer, der ellers skal løses igennem dyre tiltag.

Realtidsstyringen kan afhjælpe flere problemer. Det kan opnå bedre udnyttelse af eksisterende kapacitet i systemet. Bedre kapacitetsudnyttelse kan reducere belastning af recipienter eller rensningsanlæg samt reducere oversvømmelse i systemet.

Realtidsstyring kan også anvendes til at prioritere en række udledninger over andre. Her kan særligt sårbare recipienter beskyttes ved at udlede til andre, mindre sårbare recipienter. Samtidig kan realtidsstyringen udvikles således, at der tages hensyn til recipientens kvalitet i realtid.

Realtidsstyring kan være alt fra én pumpe styret af en sensor i et bassin til et samlet afløbssystem, hvor pumper, porte o.l. styres intelligent ud fra sensorer i afløbssystemet, recipienter og rensningsanlæg. Kompleksiteten af realtidsstyring kan derfor variere meget afhængigt af ønske og behov.

Realtidsstyring af afløbssystemer kan kategoriseres efter fire niveauer, opdelt efter omfanget og kompleksiteten af styringen:

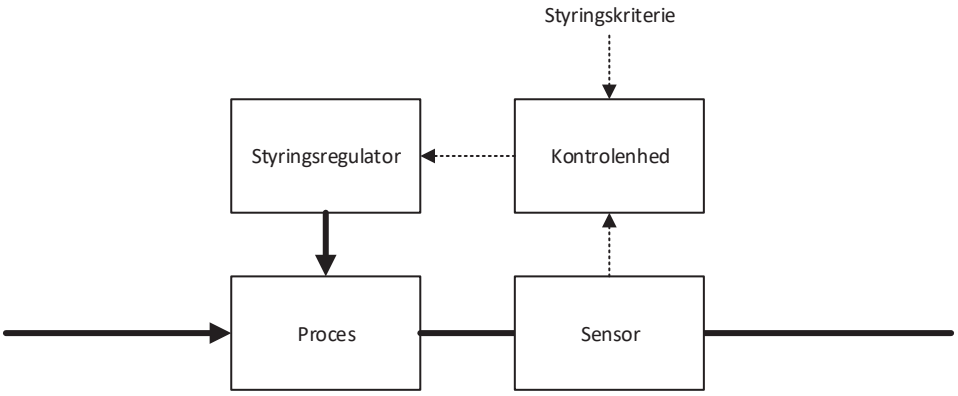
Niveau	Beskrivelse
1 Passiv styring	Afløbssystemet styres udelukkende af systemets geometri, dvs. overløbskantskote, rørdiameter o.l.
2 Lokal reaktiv styring	Styringsregulator styres ud fra en sensor placeret nær styringsregulatoren.
3 Global reaktiv styring	Styringsregulatorer styres ud fra sensorer placeret i afløbssystemet eller i recipienten.
4 Global prædiktiv styring	Styringsregulatorer styres ud fra sensorer placeret i afløbssystemet eller i recipienten samt prognoser for nedbør, recipientbelastning eller oplandsafstrømning.

Tabel 2.1: Fire niveauer af realtidsstyring. [Colas et al., 2004]

Et simpelt diagram over en kontrolcyklus ses i figur 2.1. Her ses en proces, som på en eller anden vis kan kontrolleres af en styringsregulator. Denne styringsregulator styres af en kontrolenhed, som modtager information fra sensorer placeret efter processen, hvilket sammenlignes med et styringskriterie, hvorefter kontrolenheden kan fastlægge en styring.

Styringsregulatorer kan både påvirke processens fysiske eller kemiske tilstand. Styringsregulatorer, der påvirker den fysiske tilstand, inkluderer pumper, spjæld, overløb eller ventiler, som kan begrænse eller medføre transport af vand igennem systemet. Styringsregulatorer, der påvirker den kemiske tilstand, inkluderer kemiske doseringer eller iltningsmekanismer, som medfører en forbedring af vandkvaliteten.

Sensorer placeret efter en proces kaldes feed-backward og udgør en måling af en procesvariabel efter processen. Dette kan eksempelvis være vandstandsmålinger i bassiner, målinger for den resterende kapacitet i recipienter og rensningsanlæg eller målinger for vandkvaliteten i recipienten.



Figur 2.1: En kontrolcyklus. Fede streger markerer fysisk proces, stiplede streger markerer overførsel af information.

2.1 Decision Support System (DSS)

For realtidsstyring af afløbssystemer er det nødvendigt at bestemme den mest hensigtsmæssige styring af systemet. Dette kan være vha. en simpel regelbaseret styring, fx en pumpe starter ved et bestemt niveau i et bassin. Styringen kan også være foretaget af en menneskelig operatør.

For mere komplekse styringsproblemer kan det dog være nødvendigt at anvende et IT-system, der automatisk kan beslutte den bedste løsning på baggrund af et bredt datagrundlag. I dette projekt betegnes dette som Decision Support System (DSS) eller en kontrolenhed. Dette er ofte en centralt placeret computer, der kan kontrollere styringsregulatorer i afløbssystemet.

2.1.1 Datagrundlag for styring

En kontrolenhed skal kunne modtage driftsoplysninger for afløbssystemet, således det kan vurdere den nuværende kapacitet. Dette udgør ofte niveaumålinger af bassinerne. Dette betyder, at sensorer placeret i afløbssystemet skal kunne sende oplysninger til kontrolenhed i realtid igennem et netværk.

Ud fra oplysninger fra afløbssystemet skal kontrolenheden kunne vurdere den nuværende belastning omkring i systemet, således der kan tages beslutninger, der udnytter den resterende kapacitet.

Styring af afløbssystemer kan opdeles i begreberne Online og Offline styring. De to begreber er udtryk for, hvornår styringen af et afløbssystem optimeres. For offline styring bliver den optimale styring af systemet afgjort i designfasen. På baggrund af simuleringer af en lang række af forskellige regnhændelser bliver der bestemt simple regler for styring, der kan tages i brug under regnhændelsen.

For online styring bliver de beslutninger foretaget i realtid, under eller lige før regnhændelsen, således en strategi kan besluttes, der er tilpasset systemets aktuelle og fremtidige belastning. Dette kræver at kunne modellere prædiktivt, dvs. at kunne modellere systemet i den næste korte fremtid. Dette tillader dermed samtidig at kunne simulere effekten af forskellige styringstiltag, og på baggrund af dette afgøre den mest hensigtsmæssige styring.

2.1.2 Afstrømningsprognoser

For prædiktive, online realtidsstyringer er der dermed behov for afstrømningsprognoser, som bruges til at forudsige afstrømningen fra afløbssystemets opland. Prognoserne kan dannes på baggrund af en regnprognose koblet med en afløbsmodel.

Regnprognosen udgør ofte nowcasts fra radarbilleder eller vejrprognoser fra vejrmodeller. Nowcasts er kortvarige prognoser for nedbøren, hvor prognoselængden er op til 6 timer lange. De udvikles på baggrund af en ekstrapolering af nedbøren fra radarbilleder koblet med et estimeret bevægelsesmønster for nedbøren.

Afløbsmodellen, som forudsiger afstrømningen i systemet på baggrund af regnprognosen, kan variere i kompleksitet. Simple modeller såsom liniære reservoir-modeller er hurtige at sætte op og medfører kort beregningstid. Alternativt kan der anvendes mere komplekse modeller, der beskriver de hydrauliske processer i afløbssystemet, herunder kommercielle modeller såsom Mike Urban. Fordelen ved de komplekse modeller er, at de generelt er bedre til at forudsige afstrømningen for systemet. Til gengæld er de mere tidskrævende at sætte op og medfører lange beregningstider.

Især beregningstiden kan være et problem, når afløbsmodellen skal anvendes i kombination med realtidsstyring. Under designfasen af afløbssystemets styring er det fordelagtigt at kunne udvikle et statistisk grundlag for effektiviteten af styringsstrategien. Dette indebærer, at strategien skal testes over større perioder, hvilket kan medføre urealtistiske beregningstider for de mere komplekse modeller.

Idet styringen skal foregå i realtid, skal afløbsmodellen også kunne beregnes tilstrækkelig hurtigt, til DSS kan nå at implementere styringen. Afløbsmodellen bør derfor vælges efter både størrelsen af afløbssystemet samt behovet for kvaliteten af afstrømningsprognosen.

2.1.3 Evaluering af objektivfunktion

For at fastlægge den mest hensigtsmæssige styring bør kontrolenheden have et eller flere mål for det, der skal opnås med styringen. Målene for styringen kan eksempelvis være reduktion i overløbsvolumen til recipienter, belastning af rensningsanlæg eller reduktion i belastning til en specifik recipient.

Cost-funktion

Såfremt der er flere mål, skal DSS kunne vægte målene. Dvs. gevinsten ved en reduktion i ét mål skal kunne sammenlignes med et andet. Dette implementeres ofte ved en cost-funktion, hvor hver mål tilknyttes en cost eller omkostning.

Et eksempel på en simpel cost-funktion kan være et afløbssystem, der kan udlede til to vandløb, kaldet vandløb 1 og vandløb 2. Det er vurderet, at vandløb 1 er mere følsom overfor belastning fra afløbssystemet, hvorfor konsekvenserne for vandmiljøet er større for vandløb 1 end for vandløb 2. Derfor tildeles en udledning til vandløb 1 en cost på 3, og en udledning til vandløb 2 tildeles en cost på 1.

Med cost-funktionen kan omkostningen for forskellige styringsforslag evalueres og sammenlignes, og den løsning, der bedst opfylder alle mål iht. den forventede omkostning for hver mål kan udvælges.

Realtidsstyring er ikke et udbredt fænomen, og de fleste afløbssystemer gør brug af passiv styring eller en simpel lokal reaktiv styring. Der er dog nogle byer, der allerede har implementeret realtidsstyring i afløbssystemet. I det følgende et virkeligt eksempel på et system, hvor der allerede er implementeret realtidsstyring.

2.2 Québec Urban Community RTC System

Québec Urban Community (QUC) implementerede realtidsstyring i år 1999. Afløbssystemet håndterede på daværende tidspunkt 230 000 borgere. Realtidsstyringen er kategoriseret som et global optimal prædiktiv RTC-system, svarende til det højeste niveau af realtidsstyring jf. tabel 2.1. [Field et al., 2001]

Afløbssystemet styres på baggrund af en multiobjektiv-funktion, også kaldet en cost-funktion. Funktion består af en række mål, som prioriteres og vurderes. Ud fra dette kan forskellige styringskonfigurationer sammenlignes, og den bedste konfiguration kan afgøres. Objektiverne er følgende [Field et al., 2001]:

1. Reduktion i antal og volumen af overløbshændelser i perioden fra d. 15 maj til 15. september
2. Reduktion i oversvømmelse fra afløbssystem
3. Forøgelse i udnyttelse af rensningsanlæg, hvis kapacitet er varierende som følge af tidevandet i recipienten
4. Bedre udnyttelse af afløbssystemets kapacitet

Realtidsstyringen er implementeret ved en central station i afløbssystemet. Den udnytter følgende som datagrundlag for valg af styring [Schutze et al., 2004]:

- Målinger af vandføring og niveau i afløbssystemet
- Regnmålere
- Radarbilleder
- Radar nowcasts med en tidshorisont på to timer

Centralstationen anvender datagrundlaget til en hydraulisk model for afløbssystemet over en kontrolperiode på to timer. På baggrund af modelresultaterne kan objektiverne evalueres, og den bedste styringskonfiguration kan afgøres.

Resultaterne for realtidsstyringen mht. overløb ses i tabel 2.2 og 2.3 for hhv. overløbsvolumen og overløbshændelser. Her er målinger for overløbene, når realtidsstyringen er i operation, sammenlignet med simuleringer af overløb under de samme hændelser uden brug af realtidsstyringen [Colas et al., 2004]. Det er tydeligt, både overløbsvolumen og hændelser er reduceret væsentligt.

Da det er sammenligning mellem simulering og målinger, kan forskellen skyldes usikkerheder i modellen. Sammenligning af simuleringer med og uden realtidsstyring under designfasen (dvs. før implementering af realtidsstyring) viser dog også en væsentlig reduktion i overløb.

Regnhændelser	Overløbsvolumen [1000 m^3]		
	Reference	Med RTC	Reduktion
Aug. - okt. 2009	28	6	78 %
Sommer 2000	185	47	75 %
Sommer 2001	129	22	83 %

Tabel 2.2: Reduktion i overløbsvolumen som følge af realtidsstyring i QUC. RTC: Realtidsstyring. [Colas et al., 2004]

Regnhændelser	Overløbshændelser		
	Reference	Med RTC	Reduktion
Aug. - okt. 2009	7	5	29 %
Sommer 2000	40	23	43 %
Sommer 2001	45	26	42 %

Tabel 2.3: Reduktion i overløbshændelser som følge af realtidsstyring i QUC. RTC: Realtidsstyring. [Colas et al., 2004]

KAPITEL 3

Problemformulering

Realtidsstyring kan være et effektivt værktøj til at løse afløbsmæssige udfordringer. I takt med klimaforandringer og øget fokus på forbedring af kvaliteten af de danske vandområder vurderes det derfor relevant at undersøge, hvorledes der befinder sig et potentiale i danske afløbssystemer for implementering af realtidsstyring.

Målet for dette projekt er dermed at løse følgende problemformulering:

> *Kan recipientbelastning af regnbetingede udledninger fra fælleskloakerede oplande reduceres igennem implementering af en global prædiktiv styringsstrategi på baggrund af radarbaserede afstrømningsprognoser?*

Recipientbelastning fra regnbetingede udledninger kan både være i form af store, hyppige overløbsvolumener og høje peakbelastninger til recipienten. Det vurderes interessant at undersøge, hvorvidt implementering af en realtidsstyring kan løse begge problemer. I projektet besvares derfor også følgende underspørgsmål:

1. *Er det muligt at reducere overløbsvolumen af regnbetingede udledninger fra bassiner igennem regulering af bassinets udnyttelse under regnhændelsen?*
2. *Kan variende tilbageholdelse- og udledning af vand i bassiner under regnbetingede udledninger reducere udledningsvolumen og udjævne peakbelastninger?*

3.1 Metode

For at undersøge, hvorvidt realtidsstyring kan afhjælpe problemer for afløbssystemer, udvikles der to styringsstrategier. De to styringsstrategier er idéer til, hvordan kapaciteten af et afløbssystem kan udnyttes anderledes for at reducere regnbetingede udledninger.

Styringsstrategi 1 er en strategi udviklet til bassiner med begrænset udledningskapacitet. Strategien indebærer en optimering af udnyttelsen af bassinet under regnhændelser. Sty-

ringen foretages af en simpel optimeringsalgoritme, der bestemmer udnyttelsen af bassinet således, at vand tilbageholdes uden at medføre en risiko for oversvømmelse.

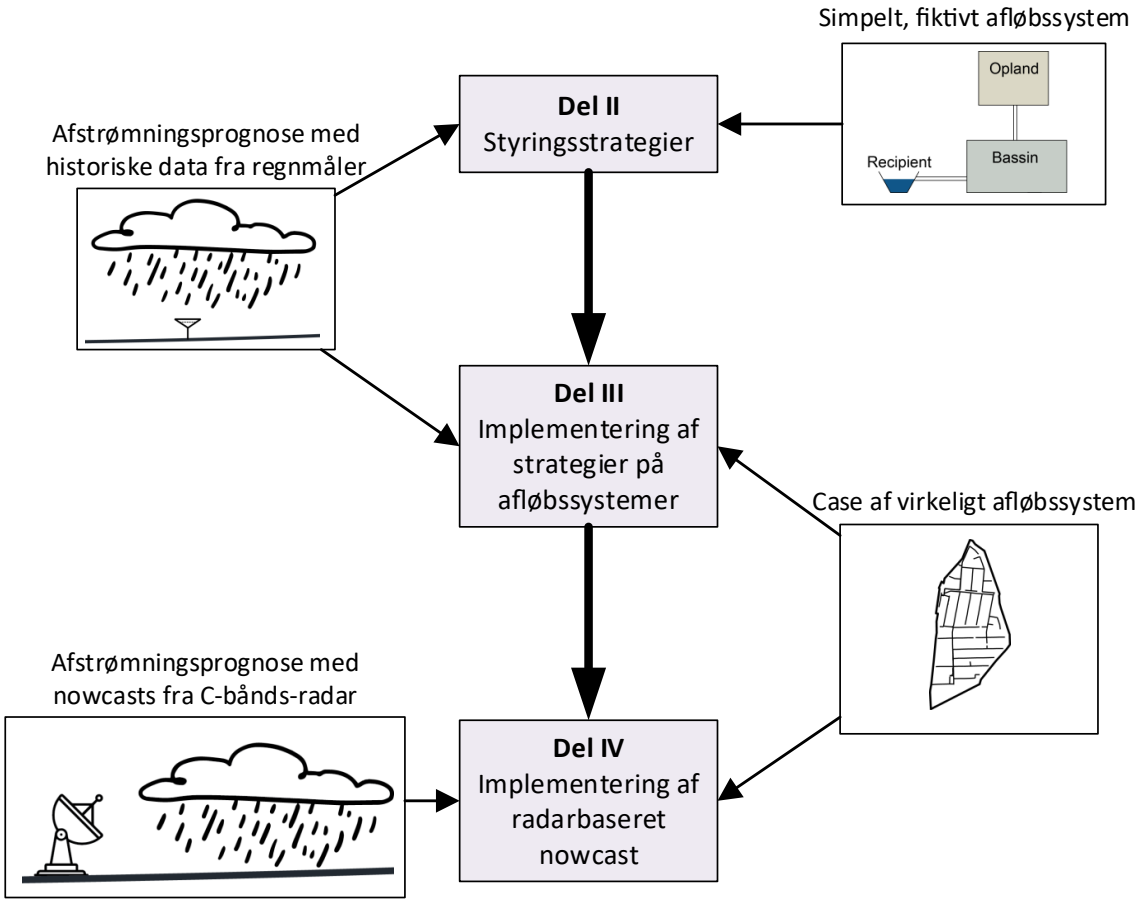
Styringsstrategi 2 er en strategi udviklet til større afløbssystemer med flere bassiner, der udleder til samme recipient. Strategien indebærer en regulering af udledningen fra bassinerne således, at der for kraftige regnhændelser udledes over længere perioder med reduceret udledningsvandføring. Styringen foretages af en mere kompleks optimeringsalgoritme, der styrer flere styringsregulatorer og optimerer iht. to styringsmål.

De to styringsstrategier analyseres i tre dele. De tre dele ses i figur 3.1.

I del II testes begge styringsstrategier på forsimplede, fiktive afløbssystemer, for at vurdere hvorvidt strategierne kan afhjælpe problemerne. Her anvendes afstrømningsprognoser udviklet på baggrund af historiske data fra en regnmåler.

I del III testes de to styringsstrategier på to virkelige cases: Et mindre afløbssystem og et større afløbssystem, der udgør det totale opland for et vandløb. Her implementeres styringen i en afløbsmodel for begge systemer, hvorved det reele styringspotentiale for strategierne kan fastlægges.

I del IV udvikles afstrømningsprognoser på baggrund af virkelige nowcasts udviklet på baggrund af radarobservationer. Herved kan det dermed vurderes, hvorledes kvaliteten af nowcasts påvirker styringspotentialet.



Figur 3.1: De tre dele af den samlede analyse af styringsstrategierne.

Del II

Styringsstrategier

I del II af rapporten introduceres to styringsstrategier. De to styringsstrategier er udviklet med henblik på at reducere recipientbelastning fra et afløbssystem til et vandområde. Det er derfor de to styringsstrategier, som vil analyseres med henblik på at bestemme deres potentielle effekt på afløbssystemer.

De to styringsstrategier er forskellige koncepter for, hvordan kapaciteten af afløbssystemet kan anvendes bedre igennem realtidsstyring i forhold til et ikke-styret system.

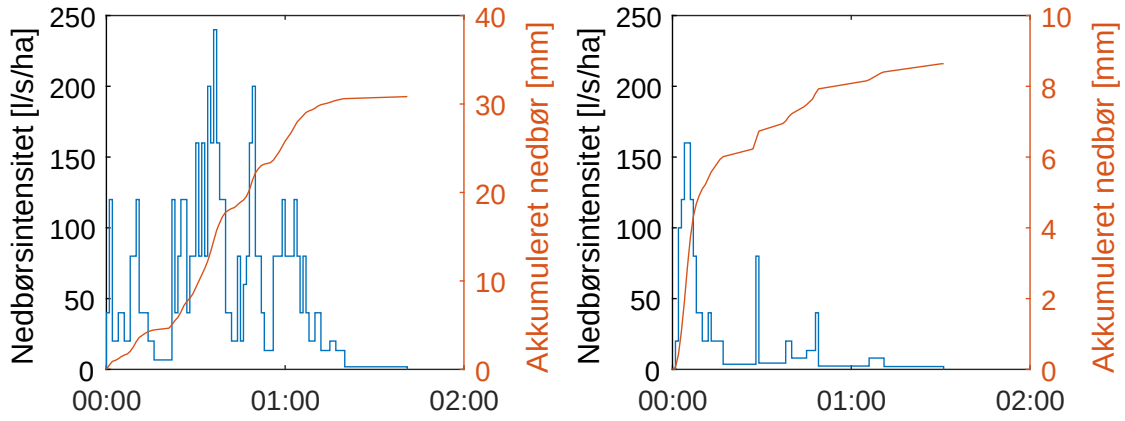
I denne del bliver de tre strategier beskrevet. For hver af de styringsstrategier opsættes et simpelt, fiktivt system, som styringsstrategien implementeres på. Igennem en simpel model for dette system og realtidsstyringen analyseres den potentielle effekt af styringsstrategien.

KAPITEL 4

Styringsstrategi 1
Regulering af sikkerhedsvolumen

For bassiner med begrænset udledningskapacitet skal det sikres, at der ikke forekommer oversvømmelse, når tilstrømningen til bassinet overstiger udledningskapaciten. Dette sker normalt ved at udlede for bassinerne, før kapaciteten er fuldt udnyttet. Sådanne systemer ses ofte ved bassiner, hvor det er nødvendigt at pumpe regnvand væk. Der er således en del af bassinvolumen, der kun udnyttes, når udledningskapaciten er utilstrækkelig.

Som eksempel analyseres et fiktivt bassin under to forskellige regnhændelser. Regnhændelserne ses på figur 4.1. Regnhændelsen til venstre er en kraftig regnhændelse med lang gentagelsesperiode, og regnhændelsen til højre er en mindre regnhændelse, som forekommer hyppigt.



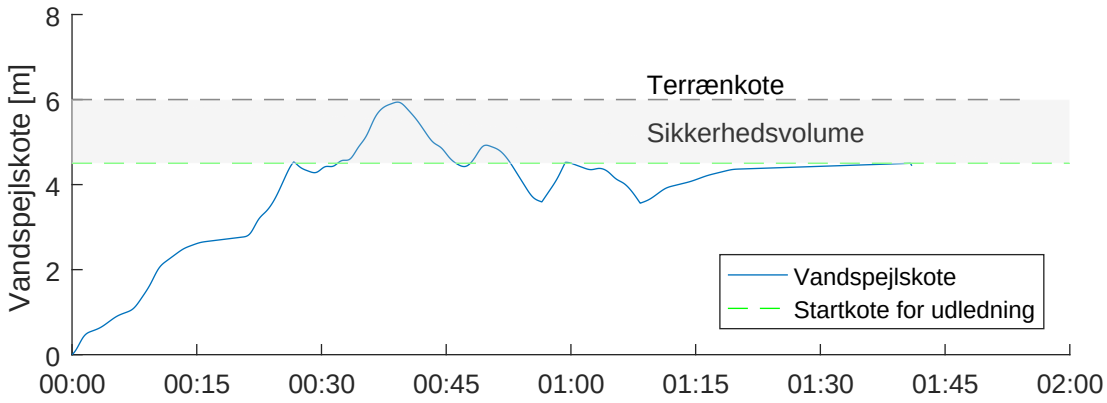
(a) En høj-intensiv regnhændelse. (b) En lav-intensiv regnhændelse

Figur 4.1

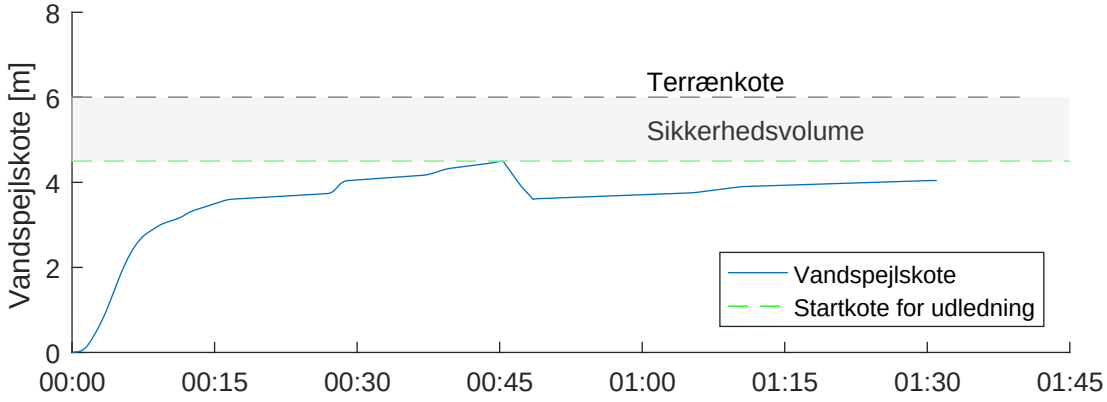
Udledningen for bassinet bør implementeres således, at mest muligt af regnhændelsen tilbageholdes. Derfor bør bassinet først begynde at udlede, når bassinvolumen er fuldt udnyttet. Under kraftige regnhændelser, der medfører stor tilstrømning til bassinet, bør der dog udledes, før bassinvolumen er fuldt udnyttet, således der ikke forekommer oversvømmelse, hvis tilstrømningen til bassinet overstiger bassinets udledningskapacitet. For

passivt styret systemer udledes der derfor altid før bassinvolumen er fuldt udnyttet. Denne volumen som betegnes i dette projekt som et sikkerhedsvolumen er derfor kun udnyttet under kraftigere regnhændelser.

Dette ses i figur 4.2 og 4.3 for et fiktivt system under de to regnhændelser vist i figur 4.1. Her udledes der fra bassinet ved en given kote. Det ses, at der bør udledes ved en kote under terrænkoten for at forebygge mod oversvømmelse i figur 4.2. Det ses samtidig, at sikkerhedsvolumen er fuldstændig ikke-udnyttet under den lav-intensive regnhændelse i figur 4.3.



Figur 4.2: Vandspejlskoten i bassinet under en høj-invensiv regnhændelse.



Figur 4.3: Vandspejlskoten i bassinet under en lav-invensiv regnhændelse.

Da sikkerhedsvolumen kun anvendes under kraftige, og ikke hyppige regnhændelser, medfører dette et forøget udledningsvolumen samt udledningshændelser. Dette medfører et styringspotentiale i form af at udnytte sikkerhedsvolumen under mindre regnhændelser, hvis det kan forudsiges, at sikkerhedsvolumen er unødvendig for at forebygge mod oversvømmelse under regnhændelsen.

4.1 Det fiktive afløbssystem

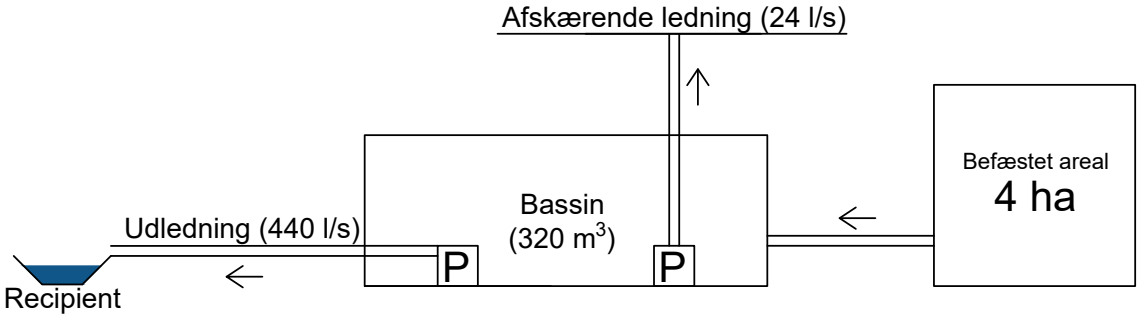
Der opstilles en simpel model af et afløbssystem med begrænset udledningskapacitet for at illustrere effekten af styringsstrategien. For afløbssystemet fastlægges først den

nødvendige sikkerhedsvolumen, for at sikre at den begrænsede udledningskapacitet ikke giver anledning til oversvømmelse. Dernæst implementeres en styringsstrategi for at bedre udnytte sikkerhedsvolumen.

Systemet ses på figur 4.4 og udgør et fælleskloakeret opland tilkoblet et 10 mm bassin. Bassinet udleder igennem en afskærende ledning med lav kapacitet, og under regnhændelser kan bassinet udlede yderligere 440 l/s. Udledningen er til en recipient, som forudsættes at være sårbar, hvorfor målet for systemet er at minimere udledninger til recipienten.

Systemet har dermed en total udledningskapacitet på 464 l/s. Pumperne er indstillet til at starte ved en given vandspejlskote i bassinet. Pumpen til den afskærende ledning starter ved lave vandspejlskoter og er derfor aktiv igennem hele regnhændelsen.

Hvis systemet ikke styres, bør udledningspumpen starte ved en vandspejlskote, der sikrer den tilstrækkelige sikkerhedsvolumen. Sikkerhedsvolumen er dermed den del af bassinvolumen, der er over startkoten for pumpen.



Figur 4.4: System, hvorpå styringsstrategi 1 testes.

4.2 Uden styringsstrategi

Systemet analyseres først uden implementering af en styringsstrategi for at danne et grundlag til at sammenligne med systemet, når det er styret. Det nødvendige sikkerhedsvolumen for bassinet fastlægges efter et funktionskrav for oversvømmelse i bassinet til en gentagelsesperiode på 10 år. Dermed bør sikkerhedsvolumen være tilstrækkelig stort til ikke at medføre oversvømmelse på en regnhændelse med en gentagelsesperiode på 10 år.

For både at fastlægge størrelsen af sikkerhedsvolumen samt effekten af styringsstrategien anvendes en simpel model for systemet. Modellen er beskrevet i bilag A side 99 og er grundlæggende en model, der ikke tager forbehold for initialtab eller afstrømningstid.

Følgende antages for systemet:

- Ingen initialtab
- Ingen afstrømningstid
- Ingen tørvejrsafstrømning
- Befæstet areal på 4 ha
- Hydrologisk reduktionsfaktor på 0,8
- Afskærende ledningskapacitet på 24 l/s
- Yderligere udledningskapacitet på 440 l/s

- Bassinvolumen på 320 m^3, svarende til et 10 mm bassin
- Ingen sikkerhedsfaktor

Systemet testes på historiske regnhændelser fra en regnmåler placeret ved Østerport i Aalborg.

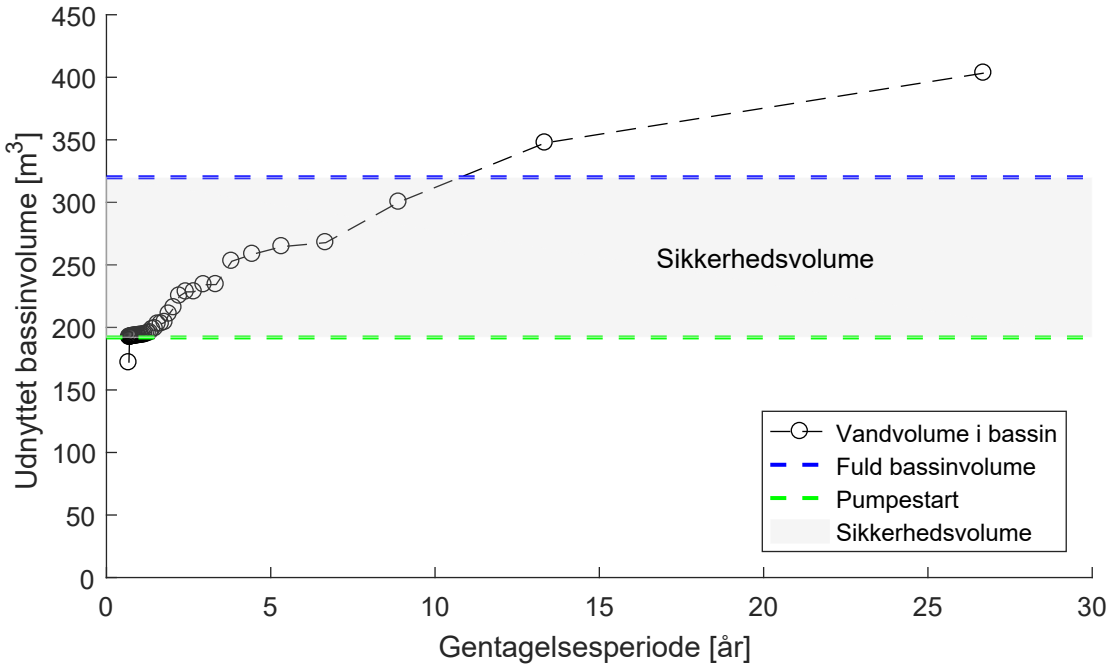
Gentagelsesperioden bestemmes ud fra den simple model simuleret over de kraftigste historiske regnhændelser. Regnhændelserne udvælges ud fra den højeste middelintensitet over en varighed. Regnmåleren og udvælgelse af de ekstreme regnhændelser ses i bilag B side 101. Der simuleres de 50 værste regnhændelser for hver varighed. Dette medfører i alt 550 hændelser.

Fordi de udvalgte regnhændelser ofte er rangeret blandt de 50 største regnhændelser indenfor flere varigheder, består de 550 udvalgte hændelser kun af 130 reele hændelser, som indgår flere gange i udvælgelsen. Derfor simuleres systemet kun for de 130 unikke regnhændelser. For hver af de 130 regnhændelser simuleres hele regnhændelsen, inklusiv en tørperiode på en halv time før og efter regnhændelsen.

Det nødvendige pumpestartkote for udledningen og sikkerhedsvolumen, fastlagt på baggrund af de historiske regnhændelser, ses i figur 4.5. Hver punkt er en hændelse fra de historiske regnhændelser og er sat i henhold til den tilsvarende gentagelsesperiode. Den blå, stiplede streg markerer bassintoppen. Alle hændelser, hvor vandvolumen i bassinet overstiger den blå streg, medfører dermed oversvømmelse i bassinet. Den grønne streg markerer startkoten for udledningspumpen.

Det ses, at startkoten for udledningspumpen er indstillet således, at der ikke forekommer oversvømmelse med en gentagelsesperiode under 10 år. Det grå areal mellem startkoten for udledningspumpen og den fulde bassinvolumen markerer dermed sikkerhedsvolumen for bassinet.

Det ses, at hvis en funktionspraksis, hvor der ikke må forekomme oversvømmelse hyppigere end en gentagelsesperiode på 10 år, udgør det nødvendige sikkerhedsvolumen 96 m^3. Dermed anvendes 30 % af den fulde bassinvolumen som sikkerhedsvolumen.



Figur 4.5: Sikkerhedsvolumen for systemet.

I det følgende beskrives styringsmetoden dermed, som har til formål at regulere størrelsen af sikkerhedsvolumen i forhold til den aktuelle regnhændelse.

4.3 Styringsmetode

Styringsstrategien bygger på en prædiktiv realtidsstyring, der styrer størrelsen af sikkerhedsvolumen iht. korte realtidsprognoser for tilstrømningen til systemet. Det prædiktive element i realtidsstyringen er en model for, hvordan systemet belastes forud. Til dette kan der anvendes radarbaseret nowcasts for udviklingen i nedbør i sammenkobling med en model for afløbssystemet. For denne analyse anvendes der dog historiske data fra en regnmåler som fiktive nowcasts i stedet.

Målet er at optimere startkoten for udledningspumpen i realtid, således startkoten og dermed sikkerhedsvolumen kan variere under en regnhændelse. Til dette anvendes en automatisk optimeringsproces, der finder den mest hensigtsmæssige startkote for udledningspumpen. Afløbssystemet styres derfor i tidintervaller, hvor der anvendes den samme startkote for udledningspumpen i hele tidsintervallet. I slutningen af hver tidsinterval simuleres systemet i kombination med prognoser for nedbøren for at kunne forudsige systemets belastning under næste tidsinterval.

Simuleringerne anvendes i kombination med en optimeringsalgoritme, hvor en reduktion i overløbsvolumen over tidsintervallet er objektivfunktionen. For hvert tidsinterval udføres derfor adskillige simuleringer, hvor forskellige startkoter for udledningspumpen testes, og overløbsvolumen evalueres. Ud fra adskillige simuleringer kan styringen, der medfører den laveste sikkerhedsvolumen uden at skabe overvsømmelse i systemet, udvælges. Efter den mest optimale startkote er bestemt, indstilles startkoten for udledningspumpen.

Efter tidsintervallet er overstået for afløbssystemet, bestemmes den mest optimale startkote for det næste tidsinterval på samme vis som før.

4.3.1 Optimeringsalgoritme

Valget af optimeringsalgoritme er bestemt af kravene til optimeringsalgoritmen. For styringsstrategi 1 er der ét parameter, pumpestartkoten, og ét mål, udledningsvolumen.

Optimeringsproblemet er afgrænset, dvs. værdien for parametret er begrænset, i dette tilfælde af bundkote og oversvømmelseskote til bassinet for pumpestartkoten. Samlet set er det derfor et simpelt optimeringsproblem. Som optimeringsalgoritme anvendes derfor intervalhalveringsmetoden, også kaldet bisektionsmetoden.

Algoritmen har den fordel, at den er hurtig, simpel og robust.

4.4 Implementering af styringsstrategi

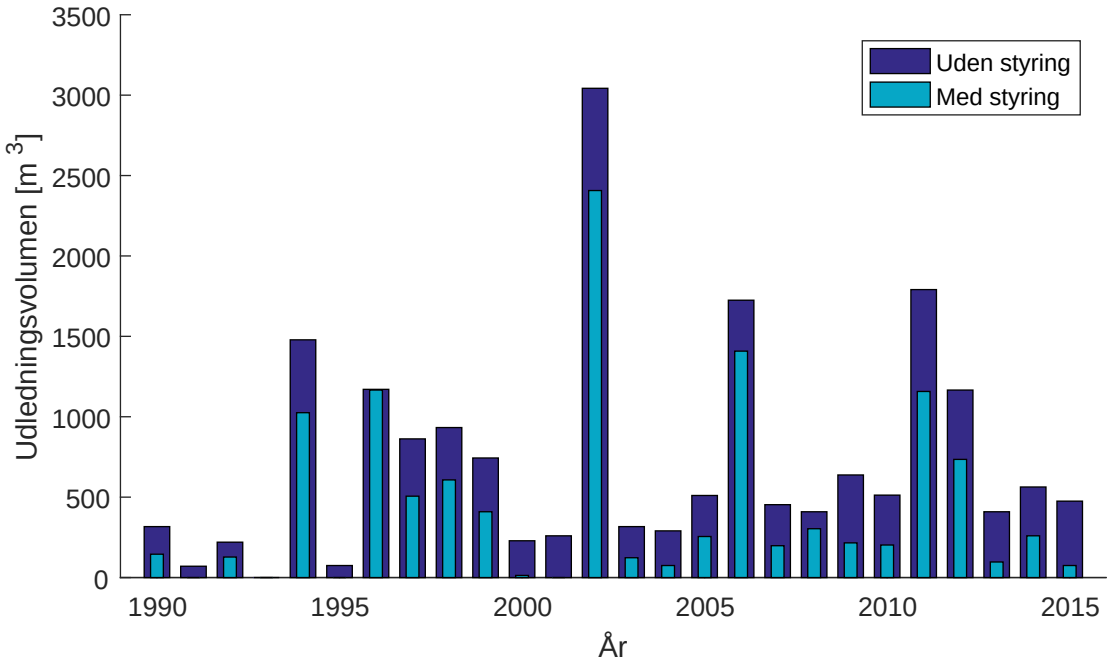
Styringsstrategien implementeres på systemet. Effekten af styringsstrategien er størst for regnhændelser, hvor der før kom udledninger, men sikkerhedsvolumen ikke er fuldt udnyttet. Derfor vælges det at simulere afløbssystemet med den implementerede styringsstrategi for alle regnhændelser, hvor den akkumulerede nedbør overstiger bassinvolumen uden sikkerhedsvolumen, dvs. alle regnhændelser over 70 % af 10 mm, altså 7 mm.

Dette giver i alt 682 regnhændelser. Alle regnhændelserne simuleres med og uden styring, så effekten af styringen kan vurderes. Som prognose for nedbøren i styringen anvendes regnmåleren frem for radarbaseret nowcasts. Modellen tager derfor ingen forbehold for afvigelser mellem regnprognose og virkelig nedbør for systemet.

Det er valgt at anvende tidsintervaller på 30 minutter. Dvs. der simuleres og styres i perioder af 30 minutter. Valget af tidsinterval påvirker styringens evne til at tømme bassinet tidligt, så der skabes den nødvendige kapacitet under den periode af regnhændelse, hvor tilstrømningen til bassinet overstiger udledningskapaciteten. Dermed vil et lille tidsinterval forøge risikoen for oversvømmelse. Modsat vil et langt tidsinterval nødvendiggøre en lang nedbørsprognose.

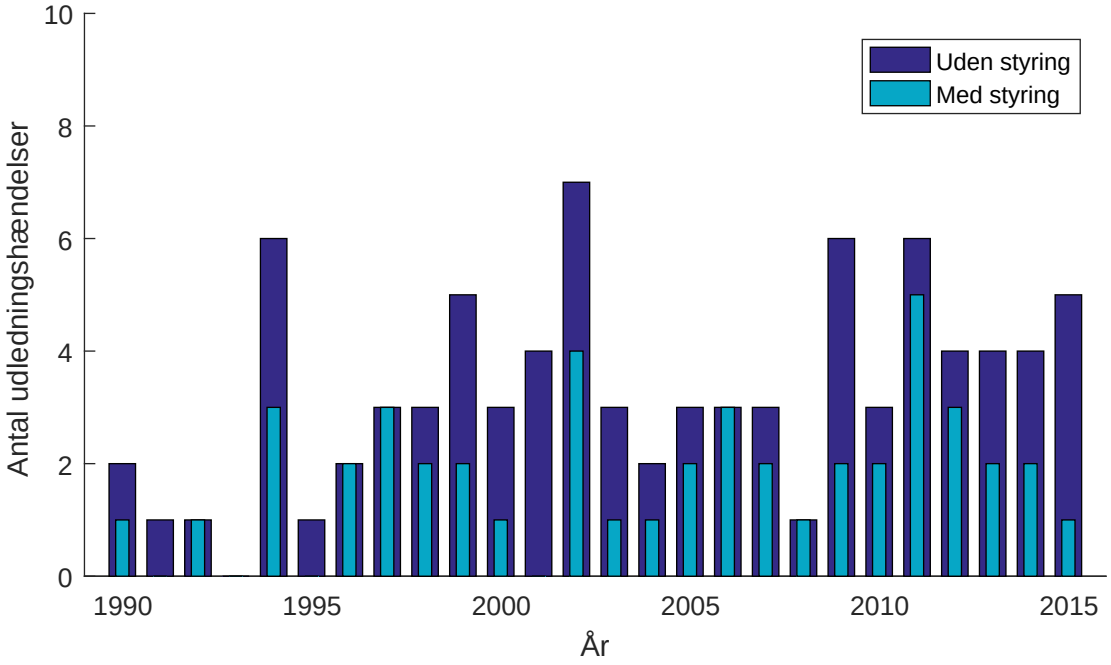
Det er derfor mest hensigtsmæssigt at anvende et tidsinterval så lille som muligt, så længe dette ikke medfører, at risikoen for oversvømmelse overstiger kravet.

Idet målet for styringen af systemet er at minimere udledningsvolumen, analyseres netop omfanget af dette. Resultaterne for den totale udledningsvolumen per år i perioden 1990 til år 2015 med og uden anvendelse af styringsstrategi 1 ses i figur 4.6. Her ses det, at udledningsvolumen er reduceret væsentligt for alle år i dataperioden.



Figur 4.6: Overløbsvolumen i perioden 1990 til 2015 med og uden anvendelse af styringsstrategi 1.

I figur 4.7 ses antal overløbshændelser per år for dataperioden med og uden anvendelse af styringsstrategi 1. Her ses det, at også antallet af overløbshændelser er reduceret væsentligt.



Figur 4.7: Overløbshændelser i perioden 1990 til 2015 med og uden anvendelse af styringsstrategi 1.

Sammenligning af total udledningsvolumen, udledningshændelser og oversvømmelse med

og uden styringsstrategi 1 i dataperioden fra 1990 til 2015 ses i tabel 4.1.

Udledningsvolumen [1000 m^3]		
Reference	Med styring	Reduktion
19	12	38 %
Udledningshændelser		
Reference	Med styring	Reduktion
85	46	46 %
Oversvømmelseshændelser		
Reference	Med styring	Reduktion
2	1	50 %

Tabel 4.1: Reduktion i udledningsvolumen, udledningshændelser og oversvømmelseshændelser i perioden 1990 til 2015 ved brug af styringsstrategi 1

Sikkerhedsvolumen i afsnit 4.2 er bestemt således, at to oversvømmelseshændelser forekommer i hele dataperioden. Ved implementering af styringsstrategien er dette reduceret, således der kun forekommer én oversvømmelseshændelse i dataperioden. Dette betyder dermed også, at et tidsinterval og prognosehorisont på 30 minutter er tilstrækkeligt.

4.5 Delkonklusion

På baggrund af analysen kan det konkluderes, at styringsstrategi 1 kan reducere både udledningsvolumen samt årlige udledningshændelser for systemer med begrænset udledningskapacitet. Samtidig kan det konkluderes, at for systemet er en prognosehorisont på 30 minutter tilstrækkeligt til at kunne styre systemet.

4.6 Diskussion

Det er usikkert, hvorvidt reduktionen også er mulig i et ikke-fiktivt system i realtid med nowcasts fra radarbilleder frem for historiske målinger fra regnmålere. Der beskrives derfor de udfordringer, der kan betyde, at styringspotentialet er overvurderet i denne analyse.

4.6.1 Modelopsætning

Tilstrømningstiden fra oplandet til det styrede bassin udjævner tilstrømningen til bassinet. Samtidig kan rørdiameter opstrøms for bassinet også skabe begrænsninger i tilstrømningen. Den hydrologiske reduktionsfaktor og valg af sikkerhedsfaktorer påvirker også tilstrømningen. Her vil en reduceret tilstrømning til bassinet reducere den nødvendige størrelse af sikkerhedsvolumen. Modsat vil en forøget tilstrømning forøge størrelsen af sikkerhedsvolumen og dermed styringspotentialet.

Udledningskapaciteten for systemet påvirker også direkte størrelsen af sikkerhedsvolumen. Det relative styringspotentiale er derfor forskelligt fra system til system afhængig af udledningskapaciteten i relation til tilstrømningen.

4.6.2 Afstrømningsprognose

Idet systemet kun er testet med historiske data for regnmålere som en fiktiv prognose for nedbør, er styringen dermed også bedre i stand til estimere tilstrømningen til bassinet, idet der ikke tages forbehold for afvigelser mellem en prognose for nedbør og virkelig nedbør for systemet.

Dette betyder, at realtidsstyringen i dette tilfælde optimerer systemet således, at bassinet er fuldt udnyttet under alle regnhændelser, hvor nedbøren er større end bassinkapaciteten. Hvis tilstrømningen til systemet underestimeres som følge af usikkerheder i modellen eller nedbørsprognosen, vil der forekomme oversvømmelse i systemet.

Derfor bør der under implementering af styringen indsættes et reduceret sikkerhedsvolumen, der sikrer, at der ikke forekommer oversvømmelse, når tilstrømningen prognosticeres forkert. Størrelsen af sikkerhedsvolumen er afhængig af kvaliteten af modellen samt nedbørsprognosen.

KAPITEL 5

Styringsstrategi 2
Regulering af udledning til recipient

Styringsstrategi 2 er en strategi for større afløbssystemer, hvis mål er at reducere total udledningsvolumen samt fjerne høje peaks i udledningsvandføringer. Strategien bør derfor anvendes for systemer, som udleder til recipienter, hvor der er både vandkvalitetsproblemer og kapacitetsproblemer som følge af udledninger fra afløbssystemer.

Vandkvalitetsproblemer kommer ofte fra hyppige regnbetingede udledninger, hvor forurening fra både regnvand og opspædet spildevand påvirker kvaliteten af recipienten. Derfor bør afløbssystemer kunne tilbageholde vandvolumener under hyppigt forekommende regnhændelser, således belastningen af recipienten reduceres.

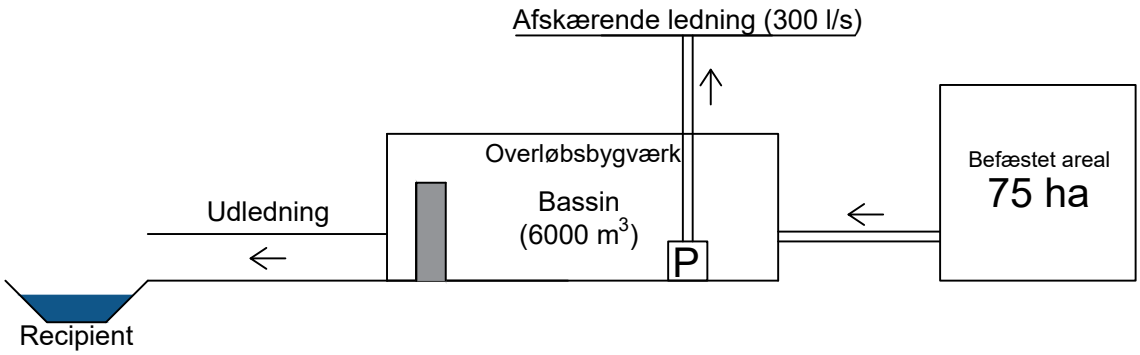
Under kraftige regnhændelser, hvor systemets kapacitet er overskredet og der udledes til recipienten, kan udledningsvandføringen være høj, da systemet først udleder, når der ikke længere er kapacitet.

Styringsstrategi 2 er dermed en strategi, der forsøger at udnytte systemets kapacitet bedre under hyppigt forekommende regnhændelser. Samtidig er det en strategi, der under kraftigere regnhændelser forsøger at udlede til recipienten, før kapaciteten er overskredet, således der udledes i længere tid med mindre vandføring til recipienten.

Styringsstrategien testes på et simpelt system for et større opland.

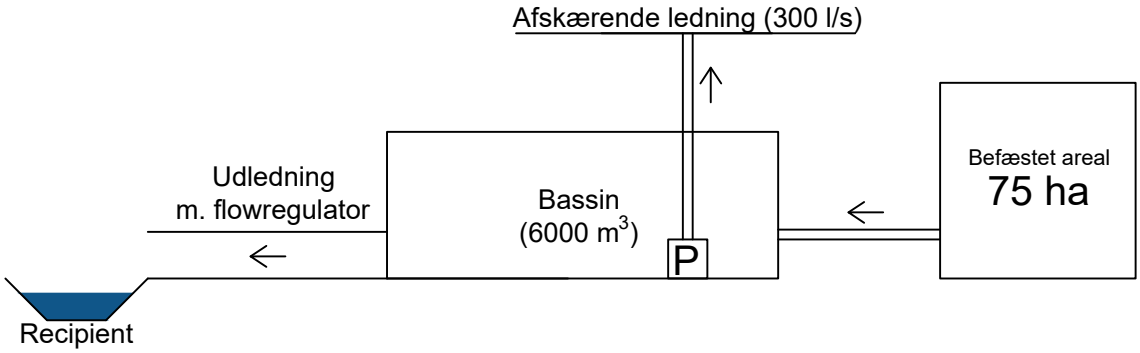
5.1 Det fiktive afløbssystem

Systemet, styringsstrategi 2 testes på, ses i figur 5.1. Et større, fælleskloakeret opland på 75 ha strømmer til et 7500 m^3 bassin, svarende til en kapacitet på 10 mm i forhold til reduceret areal med en antaget hydrologisk reduktionsfaktor på 0,8. En afskærende ledning sender vandet videre med en kapacitet på 300 l/s. Under regnvejrssituationer udleder systemet igennem et overløbsbygværk til en recipient.



Figur 5.1: System, hvorpå styringsstrategi 2 testes.

Målet for styringsstrategi 2 er både at reducere overløbsvolumen og hyppigheden af overløb, samt reducere peaks i vandføring under kraftige regnhændelser. For at kunne styre systemet erstattes overløbsbygværket med en udledning med flowregulator, dvs. udledningsvandføringen kan styres. Flowregulatoren i det fiktive system er tiltænkt at repræsentere større systemer med flere udledninger. For systemer med flere udledninger til samme recipient kan udledningen reguleres igennem åbning og lukning af de forskellige udledninger, hvilket for det fiktive system repræsenteres som én samlet flowregulator.



Figur 5.2: System, hvorpå styringsstrategi 2 testes, med indsat flowregulator.

5.2 Styringsmetode

Styringsstrategien er en prædiktiv realtidsstyring, der styrer flowregulatoren i systemet.

For at reducere den årlige overløbsvolumen er det optimalt at udnytte det fulde systemkapacitet. For mindre regnhændelser betyder dette, at vandvolumen i systemet tilbageholdes mest muligt. For kraftigere regnhændelser kan dette dog medføre, at udledningen, når systemkapaciteten er fuldt udnyttet, er høj. Derfor bør styringsstrategien være i stand til at udlede tidligere for at reducere udledningsvandføringen senere.

Styringsstrategien bør derfor kunne undersøge følgende i realtid:

- Hvad er udledningsvandføringen i fremtiden?
- Hvis der udledes nu, hvor meget kan udledningsvandføringen i fremtiden reduceres?

Styringsstrategien skal derfor kunne vægte mellem at udlede nu eller udlede senere. For at imødekomme dette opdeles en kontrolperiode i to perioder med hver sin styringskonfigu-

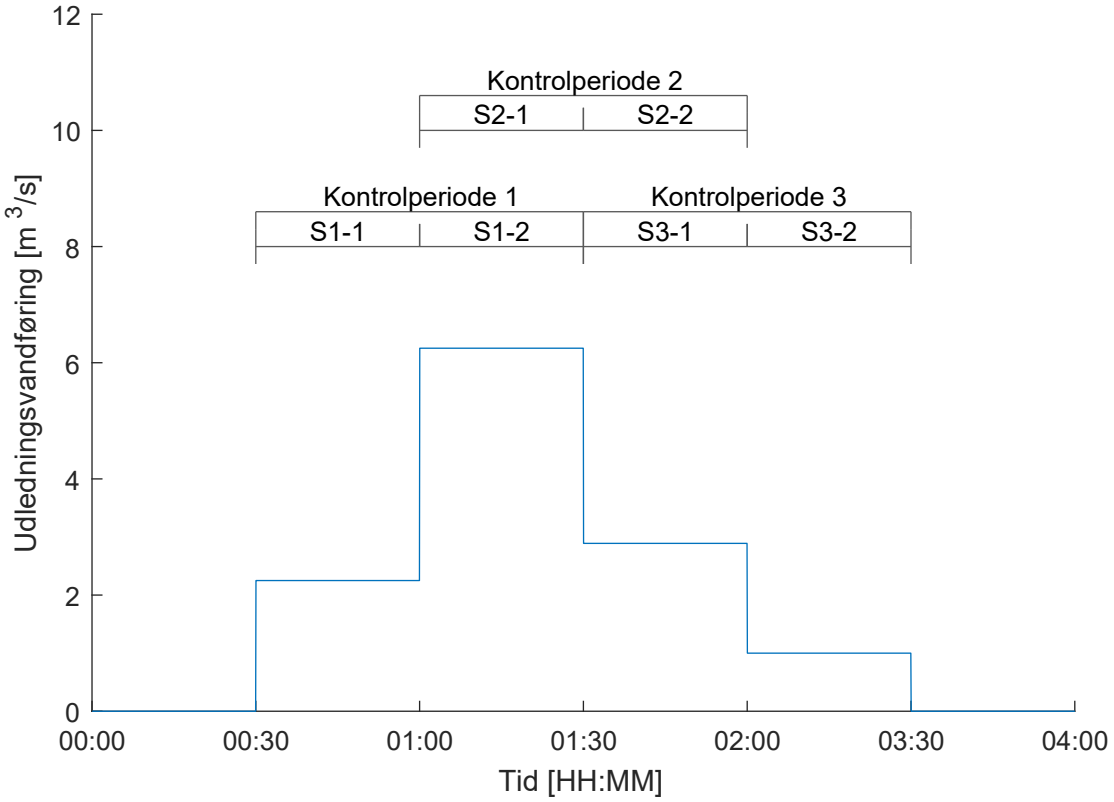
ration, således effekten af en styringskonfiguration i den første tidsperiode på udledningen i den næste periode kan vurderes.

To objektiver skal evalueres under kontrolperioden: Udledningsvandføringen i den første periode af kontrolperioden og udledningsvandføringen i den næste periode af kontrolperioden.

Kontrolperioden starter ved styringstidspunktet, dvs. tidspunktet, hvor der bør fastlægges en styring, og slutter efter to styringsperioder. Styringen indebærer dermed et prædiktivt element, idet der styres efter en forventet udledning efter styringstidspunktet. For at kunne estimere den fremadrettet udledning er en afstrømningsprognose nødvendig, dannet på baggrund af en kobling mellem nowcasts fra radarbilleder og en afløbsmodel.

Kontrolperioden for en fiktiv udledningshændelse ses i figur 5.3. Her er længden for kontrolperioden én time, som er opdelt i to styringsperioder af 30 minutter. Den fiktive udledningshændelse varer tre timer og opdeles i tre kontrolperioder. I stedet for at starte kontrolperiode 2 efter slutningen af kontrolperiode 1, starter kontrolperiode 2 efter styringsperiode 1 for kontrolperiode 1.

Dermed anvendes kun styringsperiode 1 fra hver kontrolperiode. Styringsperiode 2 erstattes altid med styringsperiode 1 for næste kontrolperiode. Dette sikrer, at der altid tages forbehold for tilstrømningen til bassinet i fremtiden.



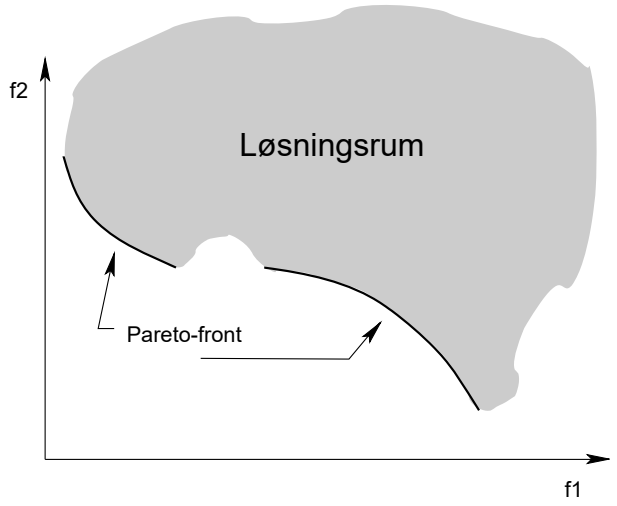
Figur 5.3: Kontrolperioder og styringsperioder for en fiktiv udledningshændelse.

5.2.1 Optimeringsalgoritme

Der anvendes en automatisk optimeringsproces for at bestemme de mest hensigtsmæssige styringskonfigurationer over kontrolperioden. Fordi optimeringen er et multiobjektiv problem (udled nu mod udledning senere), er intervalhalveringsmetoden ikke velegnet.

Problemer med flere objektiver giver anledning til sæt af optimale løsninger i stedet for en enkel, optimal løsning. Sættet af optimale løsninger kaldes ofte Pareto-optimale løsninger og er altså et sæt af løsninger, der er mest optimale med hensyn til mindst én af objektiverne. Alle løsninger, der opfylder denne betingelse, kaldes en Pareto-front. [Deb et al., 2000]

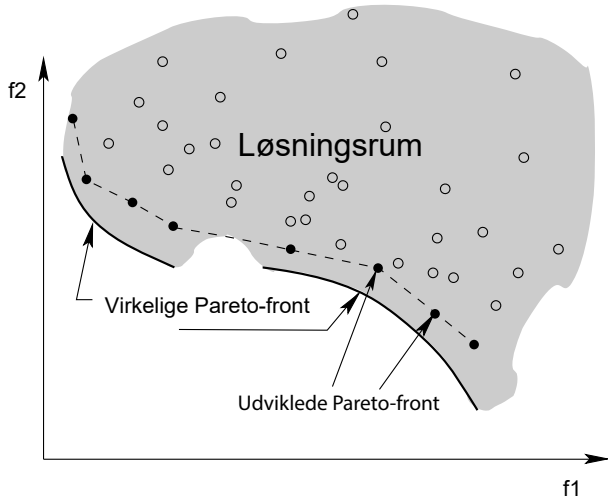
Et eksempel på en Pareto-front ses på figur 5.4 for et problem med to objektiver, hvor målet er at reducere begge objektiver. Det grå område er det fulde løsningsrum, og den sorte streg markerer Pareto-fronten, angivet i forhold til to akser, hvor f1 er det første objektiv, og f2 er det andet objektiv. Løsningsrummet udgør alle objektivværdier, der er mulige ved ændring af designvariablerne. For styringsstrategi 2 er objektiv $f1$ udledningsvandføringen i den første halvdel af kontrolperioden, og $f1$ er udledningsvandføringen i den anden halvdel af kontrolperioden.



Figur 5.4: En simplificeret Pareto-front. [Deb et al., 2000, red.]

For komplekse systemer, såsom afløbssystemer, skal Pareto-fronten findes på baggrund af flere forskellige tests med parameterværdier. Dermed udforskes løsningsrummet, og på baggrund af evalueringer af objektiverne for testene kan en Pareto-front bestemmes. [Deb et al., 2000, red.] Et simplificeret eksempel på dette ses i figur 5.5.

Pareto-fronten bestemt på baggrund af adskillige tests er ikke nødvendigvis den virkelige Pareto-front, idet løsningsrummet ikke er fuldt udforsket. Der skelnes dermed mellem virkelig Pareto-front og udviklede Pareto-front. [Deb et al., 2000, red.]



Figur 5.5: Den udviklede Pareto-front.

Løsningsrummet kan udforskes ved at evaluere objektiver for tilfældige parameterkombinationer. Dette kan dog være en tidskrævende proces, idet dette kræver mange beregninger. Det er derfor mere hensigtsmæssigt at anvende algoritmer, der kan intelligent vælge parameterkombinationer med henblik på at både udforske løsningsrummet og tilnærme sig en Pareto-front. [Deb et al., 2000, red.]

5.2.2 NSGA-II

Genetiske optimeringsalgoritmer er velegnet til at bestemme Pareto-fronte. De tager inspiration fra naturens biologiske evolution, herunder begreberne selektion, krydsning og mutation. En af de mere velkendte genetiske algoritmer er NSGA-II, som er en "elitist Non-dominated Sorting Genetic Algorithm." NSGA-II kan håndtere flere objektiver og flere variabler, hvorfor den er valgt som optimeringsalgoritme for styringsstrategi 2. [Deb et al., 2000, red.]

NSGA-II har to formål:

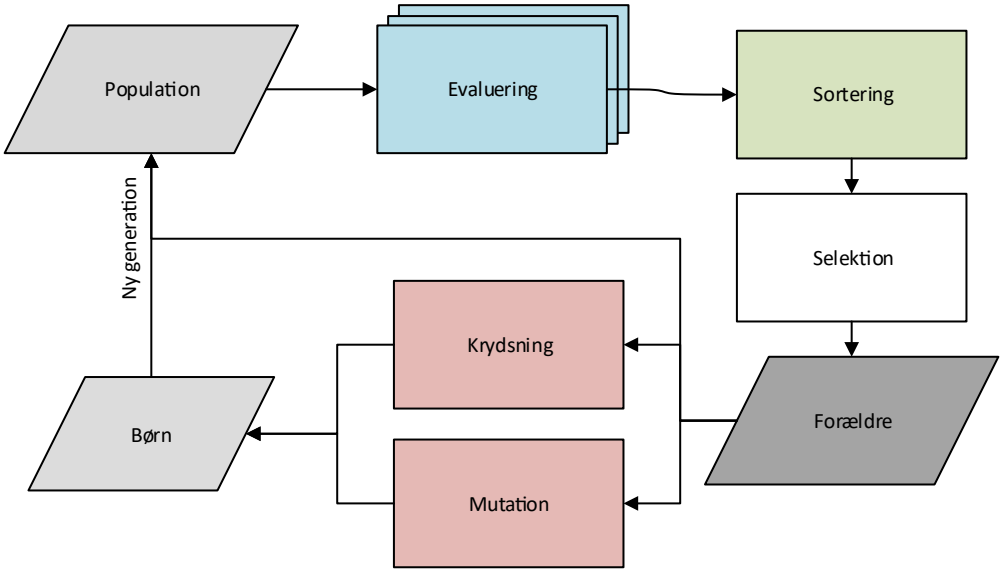
1. Finde løsninger, som tilnærmer sig Pareto-fronten
2. Udvikle en divers Pareto-front

Optimeringsalgoritmen har flere funktioner, der sikrer, at målene opnås.

Algoritmen evaluerer altid objektiver ud fra en population af løsninger. Her betragtes en løsning som et sæt af værdier for designvariablerne, som kan evalueres. En population er altså et sæt af løsninger. Ud fra evalueringen af én population opsættes en ny population på baggrund af den gamle population. Hver population af løsninger kaldes en generation, hvor den første population kaldes generation 1, den næste population kaldes generation 2 osv. [Deb et al., 2000, red.]

Målet er, at Pareto-fronten bliver tilnærmet ved hver eneste generation ved at prøve at foretage forbedringer på de bedste løsninger fra den tidligere generation. Et proces-diagram for NSGA-II ses i figur 5.6. Optimeringsalgoritmen starter i øvre venstre hjørne med en

population. Hver løsning i populationen evalueres, og på baggrund af sortering, udvælgelse, krydning og mutation dannes en population for den næste generation. Denne proces gentages, indtil algoritmen har kørt et bestemt antal generationer. Den sidste generation udgør dermed en population med de mest Pareto-optimale løsninger, som algoritmen har fundet. [Deb et al., 2000, red.]



Figur 5.6: Proces-diagram for NSGA-II.

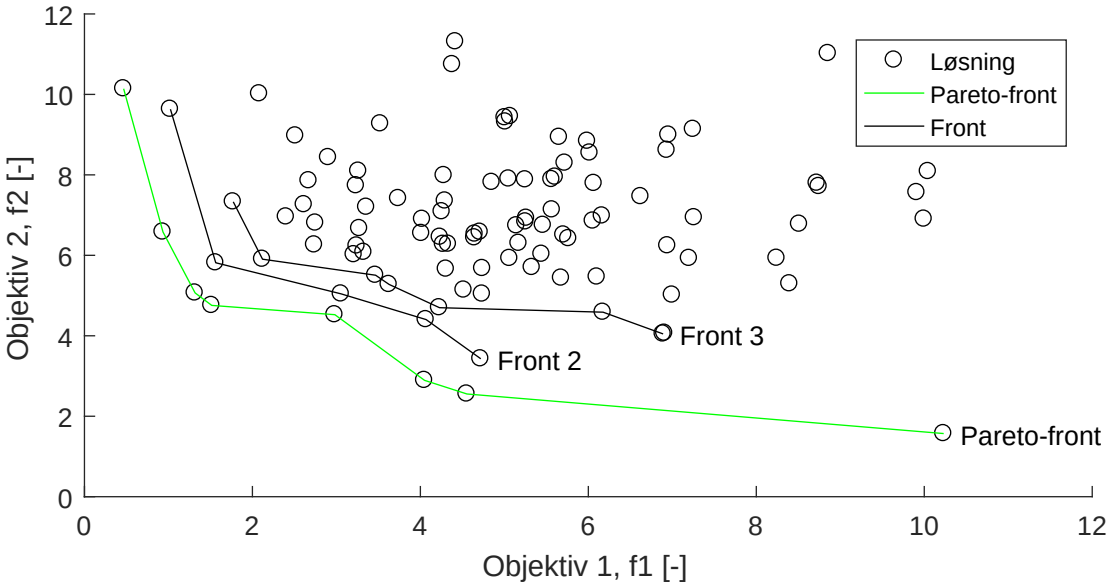
Hver population består af to grupper: Forældre og børn. Forældre er de bedste individer udvalgt fra den tidligere generation. Igennem krydsning og mutation af forældrene laves gruppen børn. De to processer, dvs. sortering/selektion og krydsning/mutation, beskrives i det følgende.

Sortering og selektion

Sortering og selektion omhandler udvælgelsen af de bedste individer fra den tidligere generation, der overføres til den næste generation. Der bliver udvalgt på baggrund af to kriterier: Ikke-dominans og densitet. [Deb et al., 2000, red.]

Dominans for en løsning udtrykker, hvor mange løsninger der yder bedre i ét eller begge objektiver uden at være dårligere i det andet objektiv. En løsning kan dermed beskrives som ikke-domineret, hvis ingen løsninger er bedre i begge objektiver. Alle Pareto-optimale løsninger er dermed altid ikke-domineret. [Deb et al., 2000, red.]

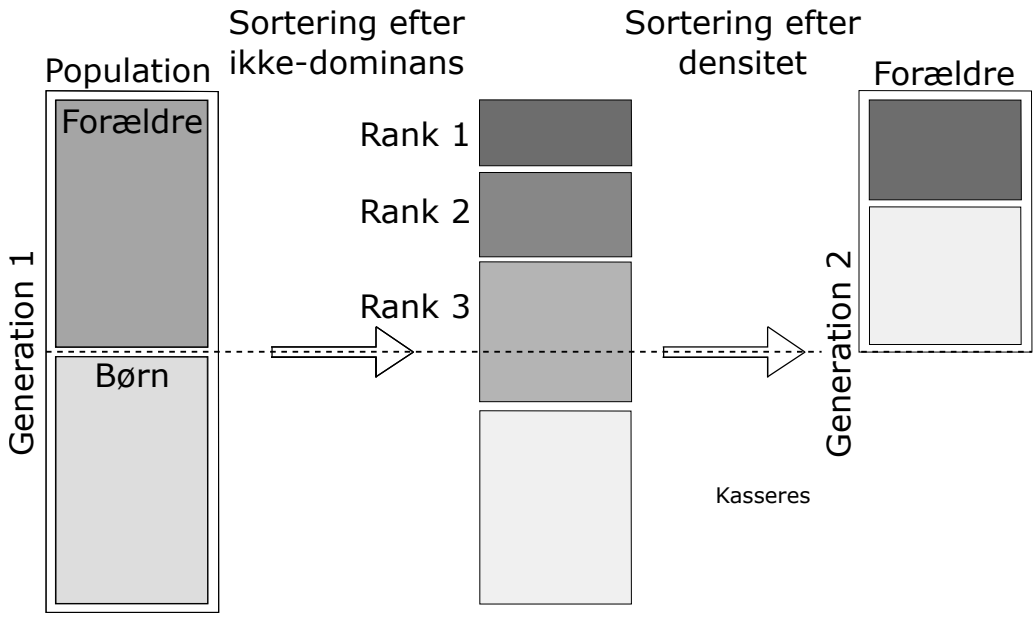
Alle evaluerede løsninger sorteres efter rang i ikke-dominans. Rank 1 tildeles alle løsninger, der ikke er domineret af andre løsninger, dvs. Pareto-optimale løsninger. Rank 2 tildeles alle løsninger, der kun er domineret af løsninger, som tilhører rank 1 osv. Dette ses på figur 5.7. Her er rank 1 markeret med grøn streg og udgør Pareto-fronten. Rank 2 og 3 er hhv. front 2 og 3.



Figur 5.7: Løsninger iht. deres ikke-dominans.

Efter løsningerne er sorteret efter ikke-dominans, udvælges løsningerne med højeste rank til forældre-gruppen for den næste generation. Det er dermed de løsninger, som beholdes fra denne generation og udvikles videre på. Dette ses på figur 5.8. Pareto-fronten inkluderes først i forældre-gruppen, dernæst rank 2, rank 3 osv. indtil størrelsen af forældre-gruppen er over halvdelen af den totale population. For den sidste rank, der inkluderes i forældre-gruppen, kasseres der individer, indtil forældre-gruppen udgør præcis halvdelen af populationen. [Deb et al., 2000, red.]

De bedste individer bliver dermed altid overført til den næste generation. Dette kaldes en elitær udvælgelse. [Deb et al., 2000, red.]



Figur 5.8: Udvælgelse af løsninger.

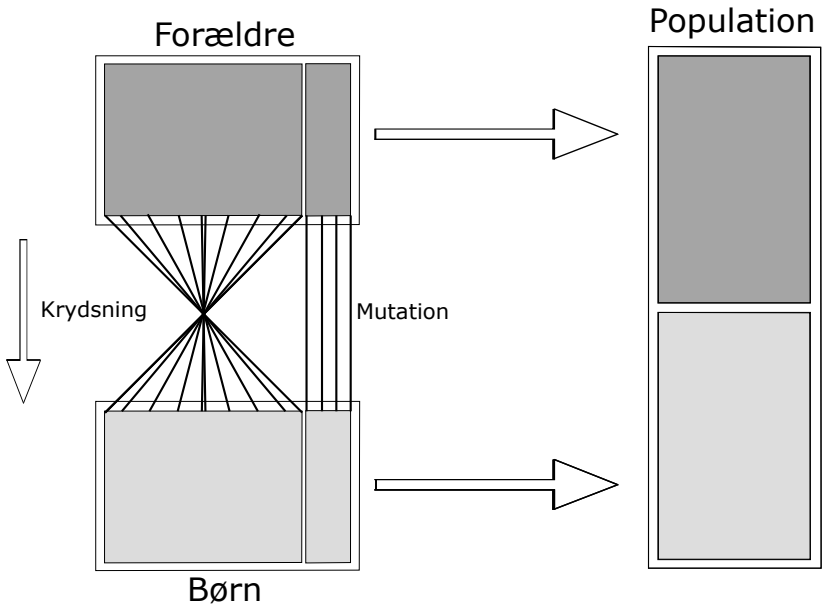
For den sidte front, der inkluderes i forældre-gruppen for den næste generation, kasseres

individer efter densitet. Alle løsninger i fronten sorteres efter afstanden til den nærmeste løsning. De løsninger med kortest afstand til en naboliggende løsning kasseres dermed først. Således beholdes de løsninger i den sidste front, der medfører den største diversitet. [Deb et al., 2000, red.]

Efter sortering og selektion er forældre-gruppen dannet på baggrund af de bedste løsninger fra populationen. Forældre-gruppen danner grundlaget for den næste generations population. [Deb et al., 2000, red.]

Krydsning og mutation

Krydsning og mutation er det næste trin i optimeringsalgoritmen. Ud fra de bedste løsninger udvalgt fra den tidligere generation kombineres løsninger og der foretages mindre ændringer i designvariablerne. Processen ses i figur 5.9. Målet er at finde nye løsninger ved at forbedre de bedste løsninger fra den tidligere generation. [Deb et al., 2000, red.]



Figur 5.9: Krydsning og mutation.

80% af alle løsninger i forældre-gruppen krydses. Krydsning af løsninger sker ved at kombinere designvariablerne fra to tilfældige løsninger fra forældre-gruppen. Dette danner et en ny løsning, som er et barn af de to forældre. Værdien af designvariablerne for den nye løsning er mellem værdien af samme designvariablerne for de to forældre. De nye løsninger betegnes som børn til forældre-gruppen.

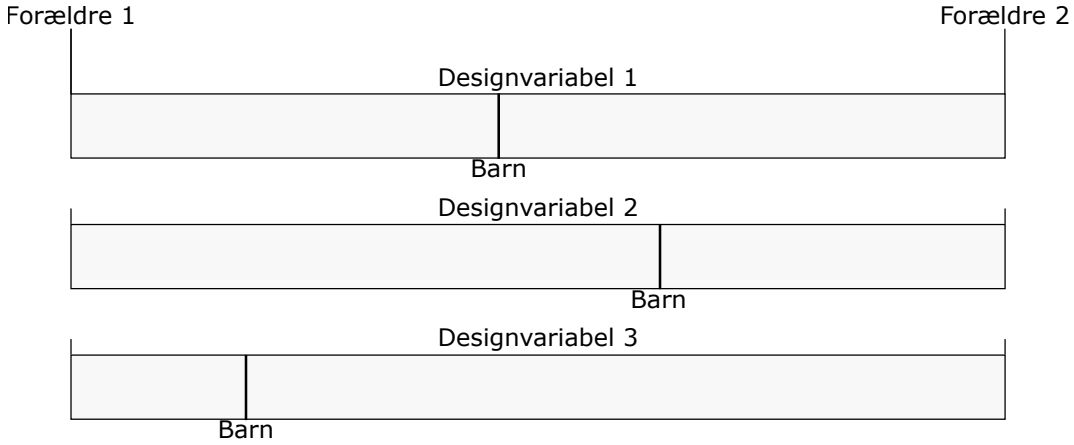
Barnets værdi for designvariablen er valgt efter følgende udtryk:

$$DV_{barn} = DV_{forældre\ 1} + R \cdot (DV_{forældre\ 2} - DV_{forældre\ 1}) \tag{5.1}$$

Hvor

DV	Designvariabel [–]
R	Ratio [–]

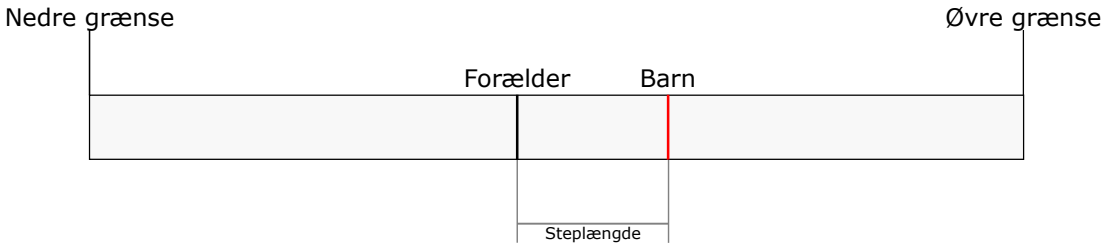
Ratioen R er en tilfældig værdi mellem 0 og 1. En ratio på 1 betyder dermed, at barnets værdi for designvariabel er lig forældre 2, og en ratio på 0 betyder, at barnets værdi er lig forældre 1. For hver designvariabel udregnes værdien for barnet ud fra forældrenes værdi med en forskellig ratio. [Deb et al., 2000, red.] Dette er illustreret på figur 5.10 for en krydsning mellem to forældre med tre designvariabler.



Figur 5.10: Krydsning af to forældre.

De sidste 20% af løsninger i forældre-gruppen, der ikke krydses, muteres i stedet. Mutationen er en simpel reduktion eller forøgelse for værdien af hver designvariabel. Mutation af en designvariabel ses i figur 5.11. Værdien af en designvariabel ændres med en steplængde i en tilfældig retning indenfor grænserne for designvariablen. [Deb et al., 2000, red.]

Steplængden er en længde, der varieres fra generation til generation afhængigt af, om spredning for Pareto-fronten stiger eller falder fra generation til generation. Spredning er her et udtryk for diversiteten af fronten. [Deb et al., 2000, red.]



Figur 5.11: Mutation af et individ.

Resultatet af krydsningen og mutationen er en børn-gruppe af samme størrelse som forældre-gruppen. Børn-gruppen og forældre-gruppen udgør populationen for den næste generation, som objektiverne evalueres for, og processen gentages igen. [Deb et al., 2000, red.]

Processen gentages, indtil et givent antal generationer er evalueret. Pareto-fronten af den sidste generation udgør dermed NSGA-II's løsning til optimeringsproblemet.

Som indgangsparametre for optimeringsalgoritmen er der både størrelsen af populationen og antal generationer. Begge parametre påvirker både optimeringsalgoritmens evne til at bestemme Pareto-optimale løsninger samt totale antal nødvendige løsningsevalueringer. Idet hver løsning evalueres igennem en model for systemet, medfører en forøgelse i antal evalueringer en forøgelse i samlet beregningstid.

Populationsstørrelse og antal generationer bør derfor vælges iht. dets evne til at bestemme Pareto-optimale løsninger samt total beregningstid. Beregningstiden for den simple model er kort, hvorfor der fordelagtigt kan vælges en høj populationsstørrelse og antal generationer, da den totale beregningstid ikke er problematisk.

For systemet vælges der derfor en populationsstørrelse på 50 og 5 antal generationer. Dette medfører dermed samlet 250 evalueringer for hver kontrolperiode.

Vurdering af cost

Den udviklede Pareto-front udgør en række af forskellige løsninger til problemet. For at vælge den bedste styring bør begge objektiver vægtes, således den bedste løsning kan vælges. En cost-funktion (omkostnings-funktion) anvendes til dette. Denne funktion vægter de to objektiver, henholdsvis vandføring i første halvdel af kontrolperiode og vandføring i anden halvdel af kontrolperioden.

For hver af løsningerne udregnes en cost ved løsningen. Cost for en løsning med to objektiver udregnes med følgende udtryk:

$$C = f_1 \cdot p_1 + f_2 \cdot p_2 \tag{5.2}$$

Hvor

C	Total cost for løsningen [−]
f_1	Værdi af første objektiv [−]
p_1	Vægtning af første objektiv [−]
f_2	Værdi af andet objektiv [−]
p_2	Vægtning af andet objektiv [−]

Vægtningsværdierne for hver objektiv afgører, hvilken løsning vælges. For styringsstrategi 2 er målet at reducere udledningsvolumen og høje udledningsvandføringer.

Vægtes de to objektiver ens, vil optimeringsalgoritmen vælge den løsning, der har den laveste samlede udledningsvandføring over kontrolperioden. Det er derfor en vægtning, der prioriterer reduktion i udledningsvolumen. En sådan vægtning vil dog aldrig vælge en løsning, der udleder mere i én af styringsperioderne for at udlede mindre i den anden styringsperiode, hvis det er på bekostning af den samlede udledningsvolumen.

Hvis høje udledningsvandføringer skal reduceres, bør algoritmen dog kunne prioritere at udlede i den ene af styringsperioderne for at reducere udledningsvandføringen i den sty-

ringsperiode med høj udledningsvandføring. Derfor vurderes det, at vandføringen i styringsperioden med høj udledningsvandføring prioriteres højere end den anden styringsperiode.

Der tildeles derfor en højere vægtningsfaktor på det største af de to objektiver. Fordi det kun er to objektiver, der skal vægtes, kan én af vægtningsfaktorerne fjernes. Costfunktionen for optimeringsalgoritmen udtrykkes dermed således:

Hvis $(f_1 > f_2)$

$$C = p \cdot f_1 + f_2$$

Ellers

$$C = f_1 + p \cdot f_2$$

Valget af vægtningsfaktoren p bestemmer dermed hvor meget reduktion af høj udledningsvandføring prioriteres i forhold til reduktion i total udledningsvolumen. En høj vægtningsfaktor betyder dermed, at optimeringsalgoritmen vælger en løsning, der reducerer høje udledningsvandføringer på bekostning af en forøgning i udledningsvolumen.

5.3 Implementering af styringsstrategi

Optimeringsagloritmen implementeres på systemet vist i figur 5.2 side 26. Målet er at styre flowregulatoren for at reducere den maksimale udledning fra systemet. Kontrolperioden opdeles i to perioder med hver sin styringskonfiguration. Der er derfor to objektiver: Udledning i den første del af kontrolperioden og udledning i den anden del af kontrolperioden. Samtidig er der to designvariabler for systemet: Konfigurationen af flowregulatoren i den første periode og den næste periode.

Hver periode dækker 30 minutter. Dermed er den totale kontrolperiode 60 minutter, hvilket medfører, at der skal benyttes en 60 minutters afstrømningsprognose.

Det undersøges, hvorvidt optimeringsalgoritmen er i stand til at minimere udledningsvolumen samt maksimal udledningsmængde over en regnhændelse. Systemet beskrevet i afsnit 5.1 testes igennem den simple model beskrevet i bilag A side 99.

For realtidsstyringen anvendes ikke virkelige nowcasts fra radarbilleder. I stedet anvendes historisk data fra regnmåleren som erstatning. Der tages derfor ikke forbehold for afvigelse mellem nowcasts og virkelig nedbør.

Følgende antages for systemet:

- Ingen initialtab
- Ingen afstrømningstid
- Ingen tørvejrsafstrømning
- Befæstet areal på 75 ha
- Hydrologisk reduktionsfaktor på 0,8

- Afskærende ledningskapacitet på 300 l/s
- Ubegrænset yderligere udledningskapacitet
- Bassinvolumen på 6000 m^3, svarende til et 10 mm bassin
- Ingen sikkerhedsfaktor

Resultaterne for implementeringen af styringsstrategien sammenlignes med systemet med overløbsbygværk vist i figur 5.1. Overløbskantens dimensioner og modellering af overløbet er beskrevet i bilag C side 107. Følgende antages for overløbsbygværket:

- Skarp-kantet overløbsbygværk
- Bundareal på 2500 m
- Højde på 3 m
- Overløbskant 2,3 m over bassinbund
- Bredde af overløb på 30 m
- Frit overløb

Styringsstrategien testes på ekstremhændelser samt mindre regnhændelser for at vurdere styringsstrategiens evne til at reducere udledningsvolumen samt udledningsvandføringen under kraftige regnhændelser.

5.3.1 Styringsstrategi 2 under ekstremhændelser

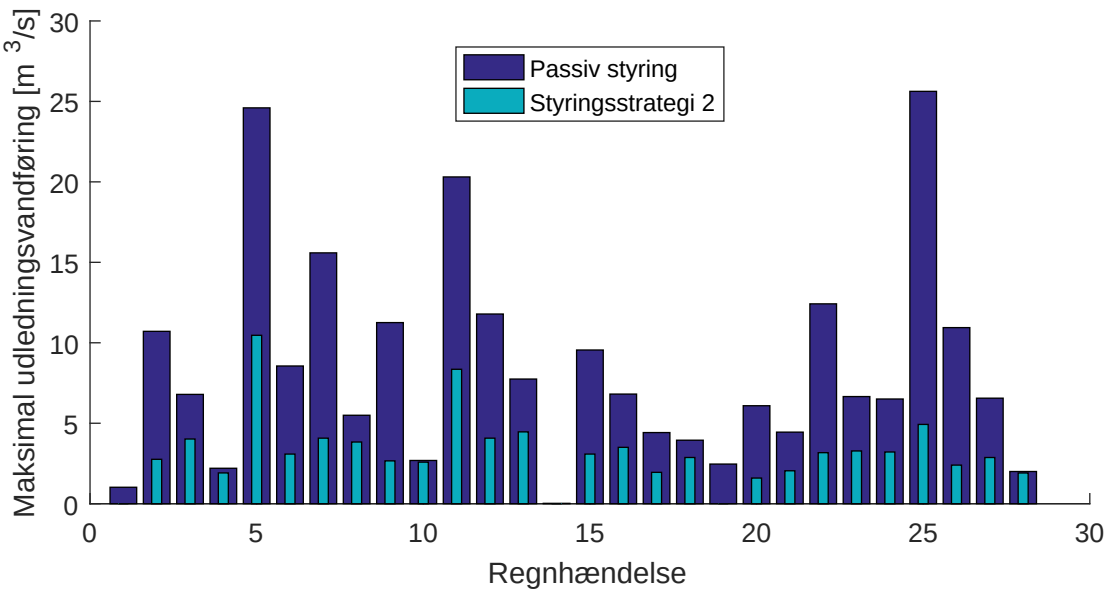
Bassinet analyseres igennem den simple model under ekstremhændelser. Til dette anvendes metoden til udvælgelse af ekstremhændelser beskrevet i bilag B side 101. Systemet simuleres for de ti største intensiteter for hver varighed, dvs. i alt 110 regnhændelser. Fordi de samme regne indgår flere gange i de 110 regnhændelser, er der samlet set kun 28 unikke regnhændelser, som der bør simuleres for.

De udvalgte regnhændelser ses i tabel 5.1.

Regnhændelse	Dato	Samlet nedbør [mm]	Varighed [h]	Maks. regnintensitet over 10 min. [l/s/ha]	60 min. [l/s/ha]
1	13/06-1991	17	27	140	30
2	17/07-1992	16	2	125	45
3	17/08-1994	52	25	105	35
4	15/09-1994	78	31	35	30
5	26/08-1996	40	1	270	105
6	21/06-1997	29	19	175	45
7	25/08-1997	29	9	170	45
8	29/07-1998	52	18	70	50
9	04/06-1999	27	11	135	55
10	02/06-2001	51	40	95	30
11	18/06-2002	45	6	235	65
12	10/07-2002	50	6	130	70
13	02/08-2002	84	48	130	75
14	19/09-2002	10	18	115	25
15	19/07-2005	20	10	195	45
16	14/08-2006	76	14	105	70
17	28/09-2007	43	42	140	45
18	04/08-2008	47	17	55	35
19	15/07-2009	14	3	95	25
20	10/08-2009	20	9	145	35
21	08/06-2011	42	14	65	50
22	31/07-2011	26	2	110	65
23	12/07-2012	21	25	150	40
24	27/07-2012	18	15	180	35
25	06/08-2012	37	4	185	65
26	30/07-2013	12	4	165	35
27	14/10-2014	62	37	120	30
28	15/06-2016	35	26	145	40

Tabel 5.1: De udvalgte regnhændelser.

Den maksimale udledningsvandføring for systemet med styringsstrategi 2 sammenlignes med systemet med overløbsbygværk. Sammenligningen ses i figur 5.12, hvor den maksimale udledning for hver regnhændelse er vist. Det ses, at styringsstrategi 2 formår at reducere den maksimale udledningsvandføring for 26 ud af 28 regnhændelser væsentligt.



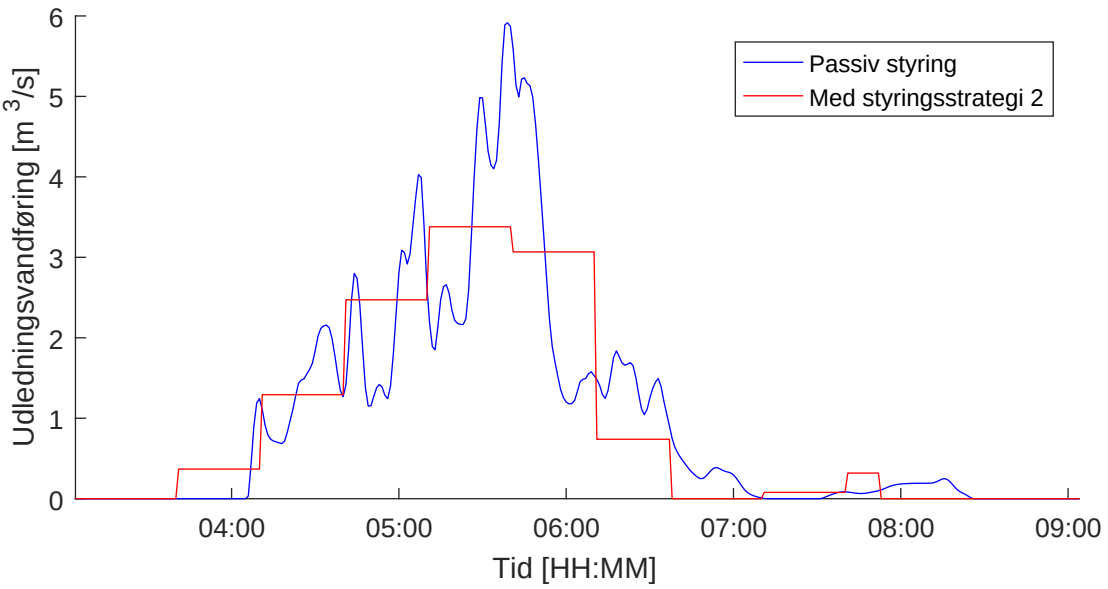
Figur 5.12: Sammenligning for maksimal udledningsvandføring mellem passiv styret system og system styret med styringsstrategi 2.

Den gennemsnitlige reduktion i maksimal udledningsvandføring samt total udledningsvolumen for alle 28 hændelser ses i tabel 5.2. Det ses, at der er opnået en reduktion på hhv. 62 % og 22 % for maksimal udledningsvandføring og samlet udledningsvolumen for ekstremhændelserne.

Gennemsnitlig maksimal udledningsvandføring [m^3/s]		
Reference	Med styring	Reduktion
8,5	3,2	62 %
Samlet udledningsvolumen [**1000** m^3]		
Reference	Med styring	Reduktion
325	270	16 %

Tabel 5.2: Reduktion i maksimal udledningsvandføring for ekstremhændelser ved brug af styringsstrategi 2

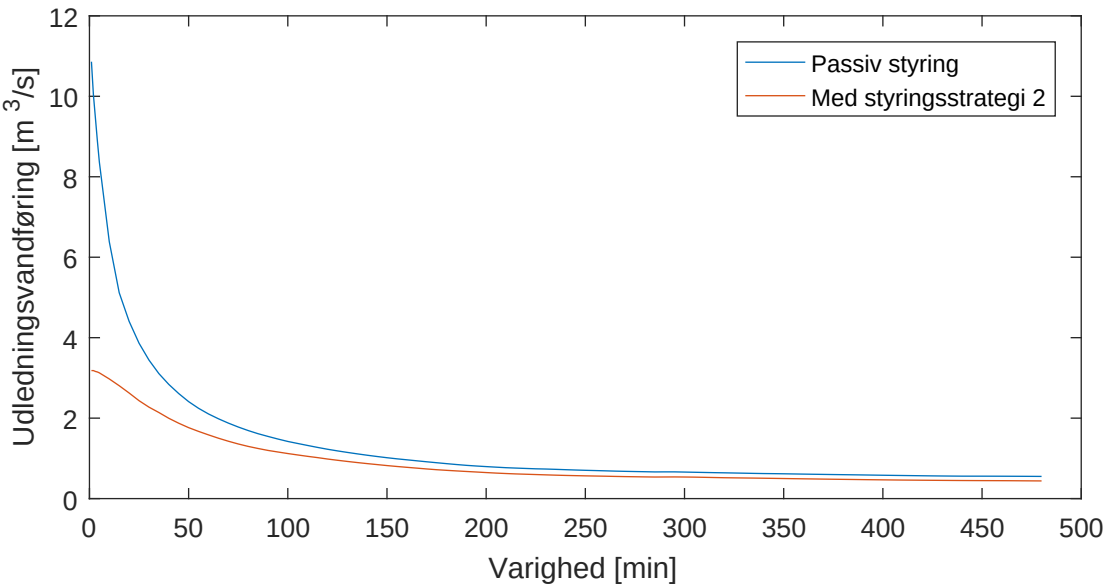
Figur 5.13 viser et eksempel på udledningsvandføringen for systemet med og uden styring af styringsstrategi 2 under regnhændelse nr. 8 i tabel 5.1. Det ses her, hvorledes optimeringsalgoritmen formår at både begynde at udlede tidligere samt udlede med en mere udjævnet vandføring for dermed at reducere den maksimale udledningsvandføring.



Figur 5.13: Effekten af styringsstrategi 2 på regnhændelse nr. 8.

Styringsstrategi 2 er bedst egnet til at reducere høje udledningsvandføring for systemet igennem udjævning af udledningen. Dette ses på figur 5.14. Her er udledningsvandføringen med og uden styringsstrategi rangeret efter varighed af udledning og gennemsnittet for alle 28 regnhændelser er udregnet. Metoden er tilsvarende den anvendt til udvælgelse af ekstremhændelser i bilag B.1.

Det ses, at styringsstrategi 2 opnår generelt lavere udledningsvandføringer, men reduktionen i udledningsvandføring er størst for de høje udledningsvandføringer under kortere varigheder.



Figur 5.14: Sammenligning af udledningsvandføring over middelvarigheder for de 28 regnhændelser med og uden styringsstrategi 2.

Det vurderes derfor sammenlagt, at styringsstrategi 2 kan reducere høje udledningsvandføringer for systemet ved at udlede tidligt samt udjævne udledningsvandføringen.

5.3.2 Styringsstrategi 2 under mindre regnhændelser

Styringsstrategi 2 testes på mindre regnhændelser for at vurdere strategiens evne til at reducere overløbsvolumen generelt for hyppige, mindre regnhændelser.

Derfor testes styringsstrategi 2 på systemet for alle regnhændelser fra år 2010 til og med år 2015 over 6 mm. Dette udgør i alt 170 regnhændelser.

Reduktionen i udledningsvolumen og udledningshændelser ved brug af styringsstrategi 2 på de 170 regnhændelser ses i tabel 5.3. Det ses, at styringsstrategien opnår væsentlige reduktioner i både udledningsvolumen og udledningshændelserne.

Udledningsvolumen [1000 m^3]		
Reference	Med styring	Reduktion
140	97	31 %
Udledningshændelser		
Reference	Med styring	Reduktion
35	22	37 %

Tabel 5.3: Reduktion i udledningsvolumen og udledningshændelser for alle regnhændelser i perioden 2010 til og med 2015 ved brug af styringsstrategi 2

Reduktionen i udledningsvolumen skyldes bedre udnyttelse af bassinkapaciteten, hvor optimeringsalgoritmen finder løsninger, der udnytter den fulde bassinkapacitet. Til sammenligning udleder systemet, som anvendes som reference, ved en overløbskantkote 0,7 m under topkote for bassinet. Dermed er reduktionen i udledningsvolumen påvirket af placering af overløbsbygværket for bassinet.

5.4 Delkonklusion

På baggrund af analysen kan det konkluderes, at styringsstrategi 2 kan reducere de kortvarige, høje udledningsvandføringer for ekstremhændelser i systemet. Dette opnås igennem tidlig udledning fra bassinet samt udjævning af udledningsvandføringen.

Samtidig kan det konkluderes, at styringsstrategi 2 kan reducere udledningsvolumen og årlige udledningshændelser igennem bedre udnyttelse af bassinkapaciteten.

5.5 Diskussion

Styringsstrategi 2 er tiltænkt at implementeres på et større afløbssystem med virkelige nowcasts. I den simple model er der dermed ikke taget forbehold for oplandets udformning, herunder koncentrationstid for oplandet, samt usikkerheder for afstrømningsprognosen.

5.5.1 Modelopsætning

Afløbsoplandet udjævner allerede tilstrømningen til bassiner igennem koncentrationstid samt begrænset rørkapacitet. Idet en stor del af styringspotentialet i henhold til reduktion af maksimal udledningsvandføring er igennem udjævning af udledningen, kan en overestimering af tilstrømningen til bassinet overestimere styringspotentialet.

Udledningen fra systemet med overløbsbygværk, der anvendes som sammenligning med den implementerede styringsstrategi, er afhængig af bassinets udformning samt overløbskantkote og overløbskantbredde. Det er dermed muligt, at dette system kan udformes bedre, således udledningsvandføringen og volumen reduceres. Da dette system anvendes som reference for effektiviteten af styringsstrategi 2, er det muligt, at styringspotentialet er overestimeret.

Overløbsbygværket er antaget at være et frit overløb, dvs. overløbet er ikke påvirket af kapaciteten efter overløbskanten. Under ekstremhændelser kan der være kapacitetsproblemer nedstrøms, bl.a. som følge af recipientkapacitet, hvilket reducerer vandføringen over overløbet. Dette kan medføre en overestimering af udledningsvandføringen for dette system og dermed en overestimering af styringspotentialet.

5.5.2 Afstrømningsprognose

Historiske data fra en regnmåler er anvendt som erstatning for nowcasts. I analysen er der derfor ikke taget forbehold for afvigelse mellem afstrømningsprognosen og den virkelige afstrømning for systemet. Usikkerheder i afstrømningsprognosen som følge af modelusikkerheder eller afvigelser mellem nowcasts fra radarbilleder og den virkelige nedbør kan medføre, at optimeringsalgoritmen styrer på baggrund af en forkert afstrømningsprognose.

Det kan betyde, at optimeringsalgoritmen underestimerer behovet for udledning og dermed forårsager oversvømmelse i systemet, eller overestimerer behovet for udledning og dermed udleder mere end nødvendigt.

Der bør derfor vælges løsninger konservativt, for at sikre at der ikke forekommer oversvømmelse i systemet som følge af underestimering af afstrømningen. Hvor konservativt optimeringsalgoritmen skal vælge løsninger for bør fastlægges igennem

en analyse med virkelige nowcasts. Dette er især påvirket af kvaliteten af nowcasts og har indflydelse på det virkelige styringspotentiale.

Del III

Implementering af strategier på afløbssystemer

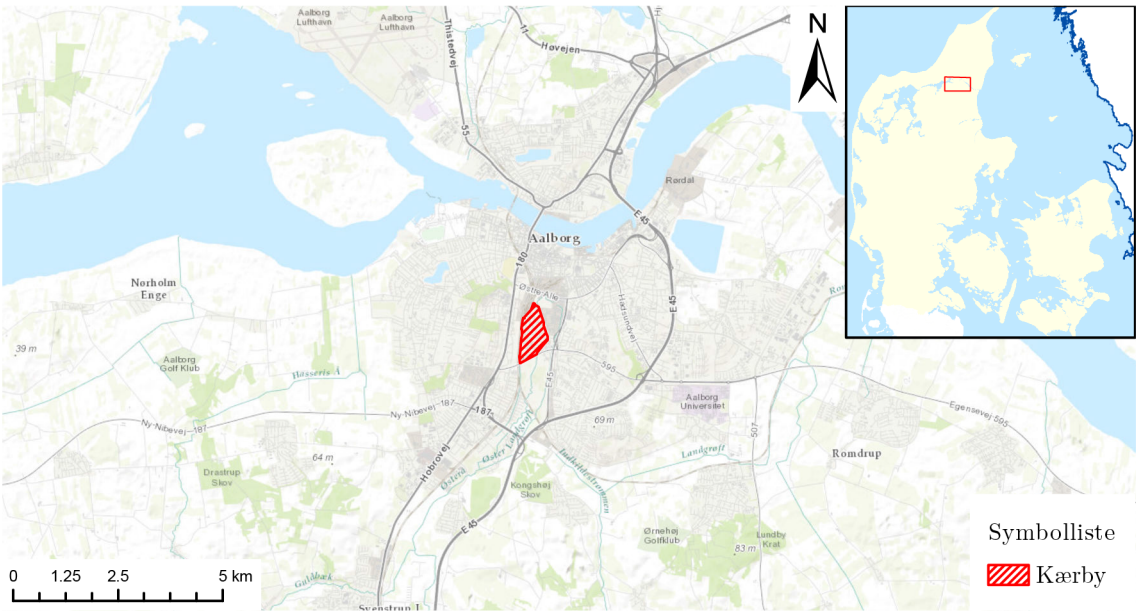
I del II er det vurderet, at de to styringsstrategier kan reducere recipientbelastning fra afløbsssystemer effektivt. I del III undersøges det derfor, hvorvidt dette også er gældende for to virkelige afløbssystemer.

Der udvælges to virkelige cases af afløbssystemer for at analysere effekten af styringsstrategierne. De to cases er valgt efter det forventede styringspotentiale samt tilgængelig data for systemet. De to cases er adskilt således, at styringsstrategi 1 implenteres i case 1, og strategi 2 implementeres i case 2.

KAPITEL 6

Case 1: Kærby afløbssystem

Den første case er Kærby afløbssystem. Kærby er en mindre bydel i Aalborg med omkring 1900 borgere [Aalborg Kommune, 2016]. Kærbys placering ses i figur 6.1.



Figur 6.1: Kærbys placering.

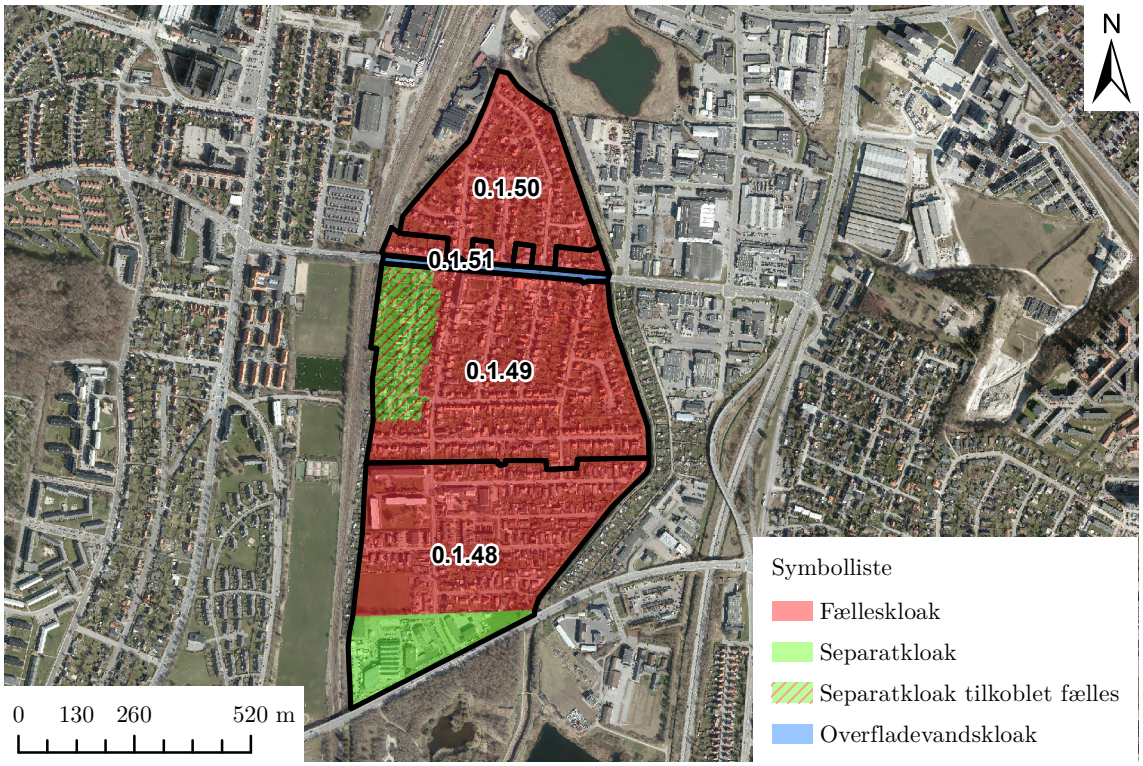
6.1 Kærby afløbssystem

Afløbssystemet er valgt som case til at analysere styringsstrategi 1. Afløbssystemet er valgt, fordi det fælleskloakerede opland udleder til Vestre Landgrøft, et mindre vandløb, igennem regnbetingede udløb. Kærby ligger lavt, hvorfor udledningen foregår igennem pumper. Dette kan derfor udgøre et styringspotentiale igennem begrænset udledningskapacitet.

Derfor implementeres styringsstrategi 1 på Kærby afløbssystem for at reducere

udledningsvolumen til Vestre Landgrøft. For at analysere effekten af styringsstrategi 1 simuleres Kærby afløbssystem med og uden realtidsstyring. Til simulering af afløbssystemet før og efter implementering af styringsstrategi 1 anvendes Mike Urban 2014 med en afløbsmodel udleveret af Envidan.

Kærby afløbssystem afleder både spildevand og regnvand fra boliger, industri og infrastrukturelle anlæg. Afløbssystemet er fælleskloakeret i hele byen på nær tre områder, hvilket ses i figur 6.2. De tre områder er: Et industriområde i den sydlige del af området er separatkloakeret, stamvejen Ny Kærvej har en overfladevandskloak, og et område i den vestlige del af Kærby er separatkloakeret. Denne del tilkobles dog det fælleskloakeret system.



Figur 6.2: Type af kloaksystem.

Kloakoplandenes oplandsareal og befæstelsesareal ses i tabel 6.1. Hvert opland tildeles et navn, som svarer til gadenavnet, som det tilhørende overløbsbygværk samt spildevandspumpe er placeret ved. Oplandsnavnene anvendes fremover i rapporten i stedet for oplandsnummeret.

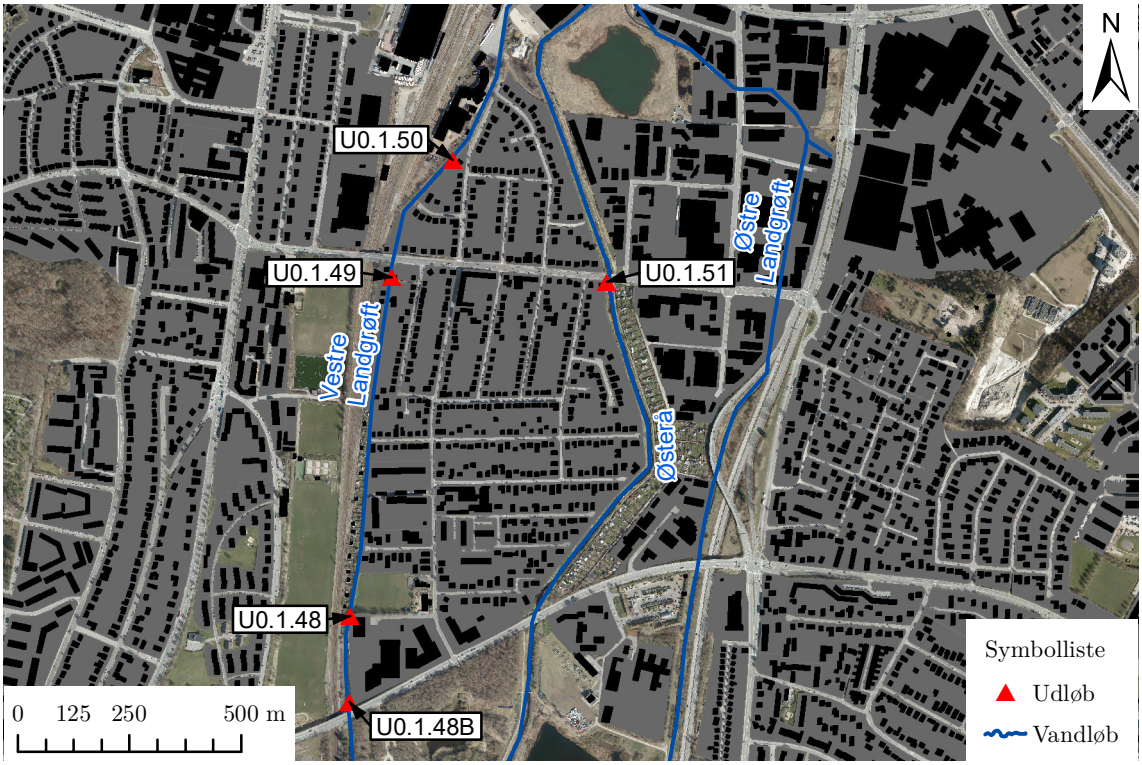
Oplandsnr.	Oplandsnavn	Oplandsareal [ha]	Befæstet areal [ha]
0.1.48	Enggårdsgade	17	6
0.1.49	Davids Allé	25	8
0.1.50	Kjærs Mølle Vej	11	4
0.1.51	Ny Kærvej	1	1
	Sammenlagt	**54**	**19**

Tabel 6.1: Areal af kloakoplandene.

6.1.1 Udledninger

Den fælleskloakerede del af Kærby afløbssystem sender regn- og spildevand igennem afskærende ledninger til Renseanlæg Vest. Opland Ny Kærvej aflaster regnvand til Østerå igennem udløb U0.1.51. Den sydlige, separatkloakerede del af opland Enggårdsgade aflaster regnvand til Vestre Landgrøft igennem udløb U0.1.48B. Udløbene og vandløbene ses på figur 6.3. Under regnhændelser aflaster fællessystemet i Kærby til Vestre Landgrøft igennem overløbsbygværker placeret ved udløb U0.1.48, U0.1.49 og U0.1.50. Her aflastes således opspædet spildevand. [Aalborg Kommune, 2008]

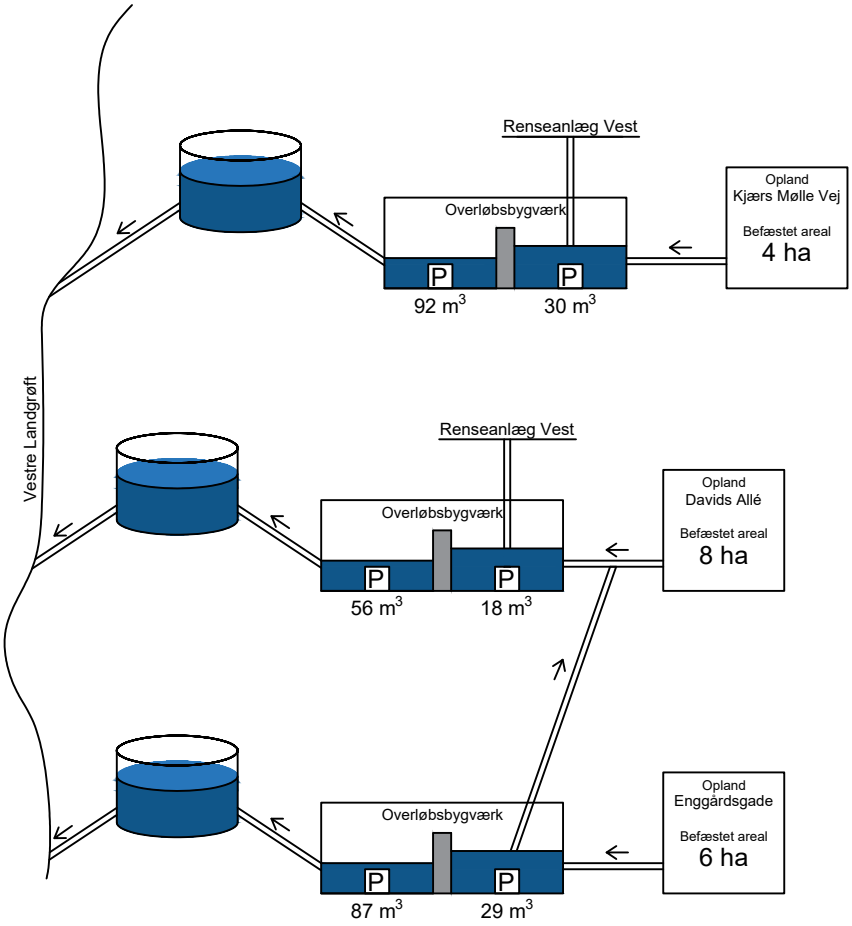
Kærby ligger generelt lavt. Terrænet er mellem kote 2 og 4. Derfor er der placeret pumpestationer efter overløbsbygværkerne, der pumper vandet op i et tryktårn, som ved gravitation leder ud til recipienten.



Figur 6.3: Vandlob og udløb ved Kærby.

Der er placeret tre bassiner ved hvert af de tre fælleskloakerede udløb, dvs. en spildevandssump og en regnvandssump hhv. før og efter et overløbsbygværk, og et tryktårn, som anvendes til udledning til Vestre Landgrøft. Der pumpes vha. afskærende ledninger placeret ved opland Davids Allé og Kjærs Mølle Vej til Renseanlæg Vest. Opland Enggårdsgade har ikke en afskærende ledning, og der pumpes derfor til Davids Allé i stedet, så begge oplande er tilkoblet samme afskærende ledning.

Strukturen af afløbssystemet ses i figur 6.4.



Figur 6.4: Struktur af Kærbys fælleskloak.

Størrelerne af bassinerne ved overløbsbygværkerne ses i tabel 6.2.

	Bassinstørrelse [m^3]	
Oplandsnavn	Spildevandssump	Regnvandssump
Enggårdsgade	29	87
Davids Allé	18	56
Kjærs Mølle Vej	30	92

Tabel 6.2: Størrelse af bassinerne i Kærby.

6.1.2 Fremtidige planer for afløbssystem

Overløbene til Vestre Landgrøft i de tre fælleskloakerede oplande er udpeget som udløb, hvor der bør ske en indsats [Aalborg Kommune, 2015]. Som udgangspunkt bør der derfor etableres et first-flush bassin på 5 mm (50 m^3 pr. red. ha). [Miljøministeriet, 2013] Det er ikke besluttet, hvorvidt Kærby afløbssystem bliver separatkloakeret eller der etableres 5 mm bassiner.

I implementeringen af first flush-bassinerne har Envidan vurderet, at overløbsbygværket ved opland Davids Allé nedlægges, og der dermed pumpes vand til ét af

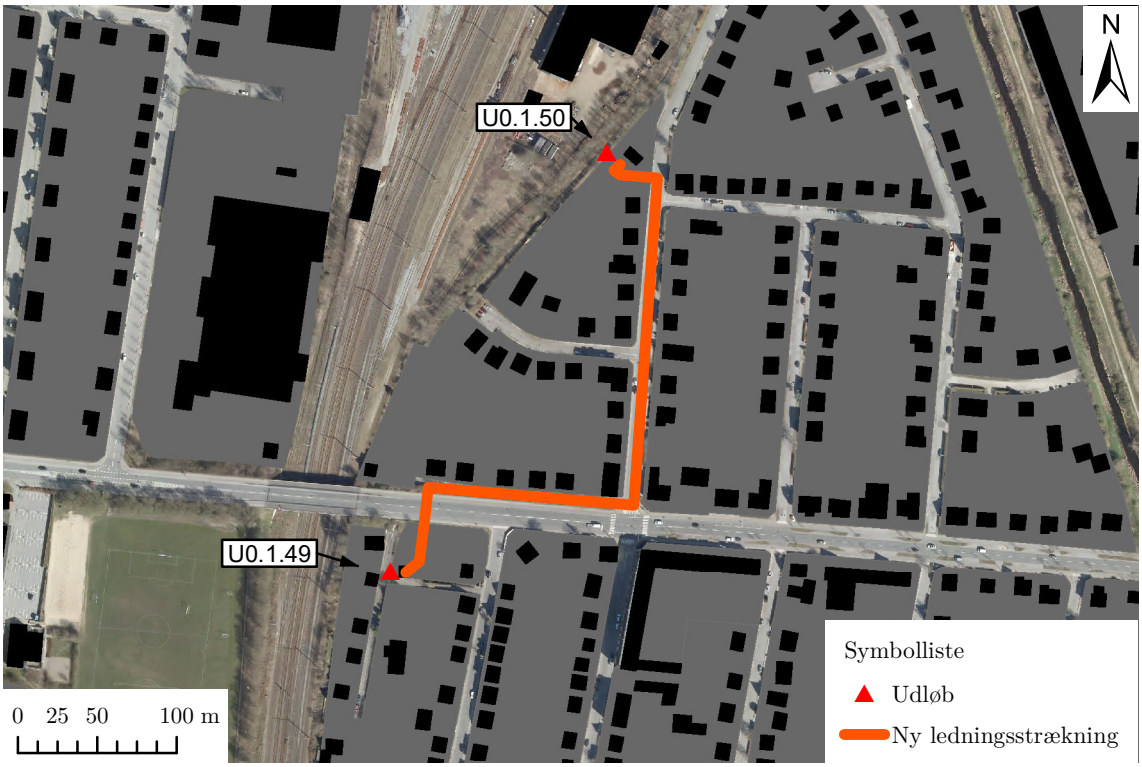
overløbsbygværkerne placeret ved opland Enggårdsgade eller Kjærs Mølle Vej. [Envidan, 2016]

6.1.3 Etablering af 5mm bassiner

Det vurderes, at et fortsat fælleskloakeret afløbssystem med to overløbsbyværker samt større bassinkapacitet som beskrevet i afsnit 6.1.2 udgør en interessant problemstilling iht. realtidsstyring af afløbssystemer. I dette projekt tages der derfor udgangspunkt i et scenarie, hvor afløbssystemet er fortsat hovedsageligt fælleskloakerede, hvor der etableres bassiner og overløbsbygværk ved Davids Allé nedlægges.

Overløbsbygværket ved opland Davids Allé nedlægges. Der implementeres en ny ledningsstrækning fra overløbsbygværket til bassinet før overløbsbygværket i opland Kjærs Mølle Vej. De første 11 m af ledningsstrækningen er en trykledning, der anvender den eksisterende pumpe ved overløbsbygværket til at pumpe vandet fra bassinbund op i en tilstrækkelig kote, således resten af ledningsstrækningen kan løbe vha. gravitation alene.

Tracéet for den nye ledningsstrækning ses i figur 6.5.



Figur 6.5: Den nye ledningsstrækning tracé.

Bassinerne før overløbsbygværkerne ved opland Enggårdsgade, Davids Allé og Kjærs Mølle Vej udvides samtidig til 5 mm iht. deres tilhørende oplande. Størrelsen af de nye bassiner ses i tabel 6.3. Bassinstørrelsen er valgt, således volumen svarer til 50 m^3 pr. red. ha.

Det vælges ikke at inkludere de eksisterende bassinvolumener efter overløbsbygværkerne i de 5 mm bassiner, idet vand, der ender på den side af overløbsbygværket under overløbskanten skal udledes til recipienten, hvorfor en udvidelse for dette ikke reducerer den totale forurening af recipienten.

	Bassinstørrelse [m^3]	
Oplandsnavn	Før overløbsbygværk	Efter overløbsbygværk
Enggårdsgade	125	29
Davids Allé	289	
Kjærs Mølle Vej	90	92

Tabel 6.3: Størrelse af bassinerne i Kærby efter udvidelse.

6.2 Modelopsætning

Til at analysere de regnbetingede udløb fra Kærby afløbssystem anvendes en Mike Urban 2014-model for systemet. En ukalibreret Mike Urban-model er udleveret af Envidan og anvendes. Mike Urban-modellen udgør en overflademodel og en rørmodel. For overflademodellen anvendes tid-areal-metoden og for rørmodellen anvendes en fuldt dynamisk model med tidsskridt mellem 10 og 60 sekunder.

6.2.1 Randbetingelser

Modellens randbetingelser udgør tørvejs- og regnvejrsvandføring.

Tørvejrsvandføring

Tørvejrsvandføringen i modellen vurderes at være af lille betydning i forhold til regnvejrsvandføringen, når de regnbetingede udledninger er fokusområdet. Tørvejrsvandføringen udgør spildevandsproduktion samt grundvandsindsivning. Begge er analyseret i bilag E vha. tidsserier for spildevandspumperne i systemet. Spildevandsproduktionen og grundvandsindsivningen ses i tabel 6.4.

Oplandsnavn	Spildevandsproduktion [m^3/d]	Grundvandsindsivning [m^3/d]
Enggårdsgade	60	325
Davids Allé	105	515
Kjærs Mølle Vej	35	655
Sammenlagt	**200**	**1500**

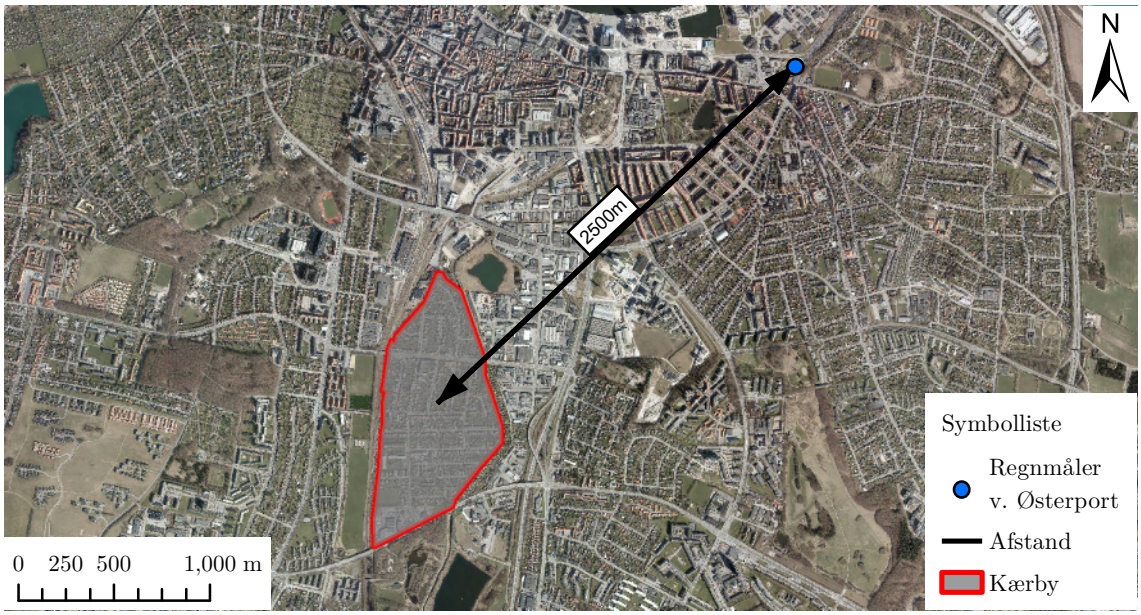
Tabel 6.4: Tørvejrsvandføring i Kærby afløbssystem opgjort per opland.

Da grundvandsindsivningen er over syv gange større end spildevandsproduktionen, vurderes det, at døgnvariationen i spildevandsproduktion er ubetydelig, hvorfor der ikke tages forbehold for dette.

Spildevandsproduktionen indsættes pr. delopland i henhold til antal borgere i deloplandet, som vist i figur E.1 side 113. Grundvandsindsivningen indsættes som en infiltrationsrate for hvert rør med værdierne angivet i tabel E.3 side 113.

Regnvand

Der anvendes en regnmåler placeret ved Østerport som randbetingelse for nedbør. Det er den regnmåler, der er tættest på afløbssystemet, med en afstand på ca. 2500 m. Placeringen ses i figur 6.6. Regnserien strækker tilbage til år 1990, og indeholder dermed næsten 27 års data.



Figur 6.6: Regnmålerens placering.

6.2.2 Modelparametre

Modelparametrene i Mike Urban-modellen er parametre for tid-areal-metoden, dvs. hydrologisk reduktionsfaktor, initialtab og koncentrationstid, og parametre for rørmodellen, herunder Manningtal.

Befæstelsesgraden for oplandene er allerede inkluderet i Mike Urban-modellen udleveret af Envidan, og disse parametre anfægtes ikke. For initialtab og koncentrationstid anvendes standardværdier fra Mike Urban. Værdierne ses i tabel 6.5. De ændres ikke, grundet deres generelt lille påvirkning på udledning fra regnbetingede udløb. [Thorndahl, 2008]

Parameter	Standardværdi
Initialtab	0,6 mm
Koncentrationstid	7 min

Tabel 6.5: Standardværdier for tid-areal-metoden i Mike Urban 2014. [DHI, 2014]

Den hydrologiske reduktionsfaktor kalibrereres, således modellen afspejler virkeligheden bedst. Kalibreringen og en validering af kalibreringen ses i bilag F. De valgte hydrologiske reduktionsfaktorer ses i tabel 6.6.

Opland	Hydrologisk reduktionsfaktor [−]
Enggårdsgade	0,45
Davids Allé	0,5
Kjærs Mølle Vej	0,55

Tabel 6.6: De valgte hydrologiske reduktionsfaktorer.

Manningtal i modellen varierer afhængigt af rørmateriale. Der anvendes de værdier, der allerede er angivet i Mike Urban-modellen.

6.3 Uden styringsstrategi

Kærby afløbssystem analyseres før implementering af styringsstrategi 1 med henblik på at have en reference at sammenligne systemet med efter implementeringen. De tre bassiner før overløbsbygværket er allerede styret iht. vandstanden i bassinet, hvor der udledes, når vandstanden overstiger en fast kote. Dette udgør en lokal reaktiv styring. Denne styring er dog fastsat på baggrund af systemet før etableringen af 5 mm bassiner.

Derfor bestemmes en ny lokal reaktiv styring, som bedre udnytter bassinernes kapacitet.

6.3.1 Ny lokal reaktiv styring

Som følge af implementering af tre bassiner og nedlæggelse af ét overløb vurderes det, at den nuværende styring af Kærby afløbssystem ikke længere udnytter bassinvolumen optimalt. Derfor justeres pumperne efter overløbsbygværkerne, således den udvidede bassinvolumen benyttes.

Der anvendes to mål for justeringen:

1. Minimal volumen af regnbetingede udledninger.
2. Afløbssystemet bør overholde minimumsfunktionskrav for opstuvning til terrænkote.

Overskridelser af minimumsfunktionskrav, som ikke skyldes opstuvning fra bassinerne, dvs. kapacitetsproblemer opstrøms i afløbssystemet, kontrolleres ikke, idet de ikke påvirkes af implementering og styring af de nye bassiner.

Minimumsfunktionskravet for opstuvning til terræn er en gentagelsesperiode på ti år. [Spildevandskomiteen, 2005] Derfor vælges det, at systemet styres således, at

vandstanden i bassinerne ikke overstiger terrænkoten hyppigere end funktionskravet.

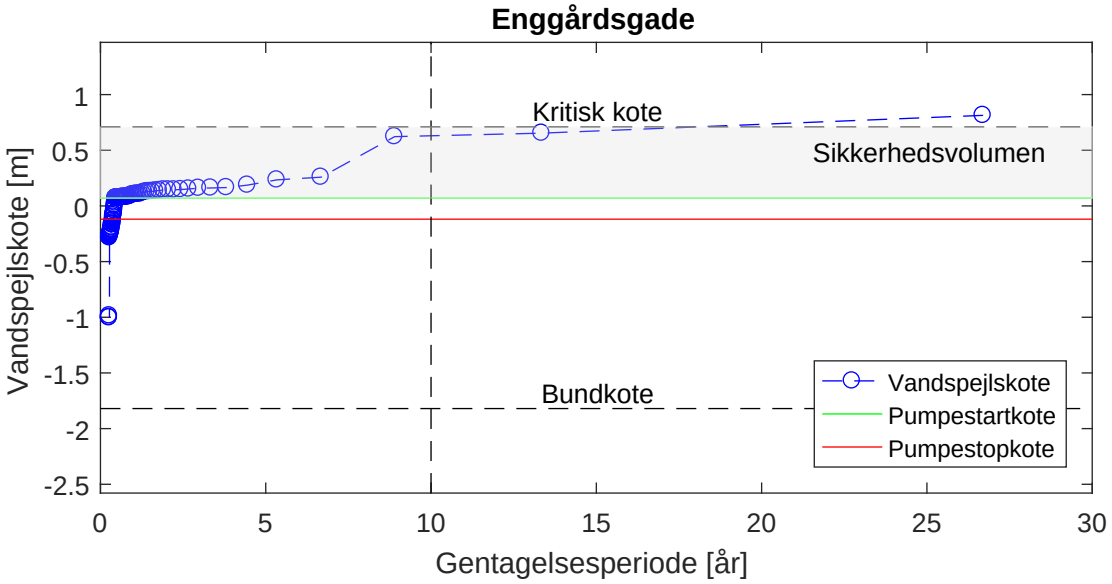
Den reaktive styring vælges på baggrund af simuleringer af afløbssystemet ved forskellige start- og stopkoter for pumperne. Da det skal sikres, at funktionskravet for bassinerne ikke overskrides, simuleres der for de kraftigste regnhændelser. Der vælges at simulere for historiske regnhændelser udvalgt på baggrund af metoden beskrevet i bilag B side 101. Der simuleres for de ti værste regnhændelser for hver varighed, hvilket giver sammenlagt 28 regnhændelser.

Pumpekonfigurationerne for den valgte løsning ses i tabel 6.7. Der er valgt således, at funktionskravet er overholdt, samt der opnåes den største udnyttelse af bassinet.

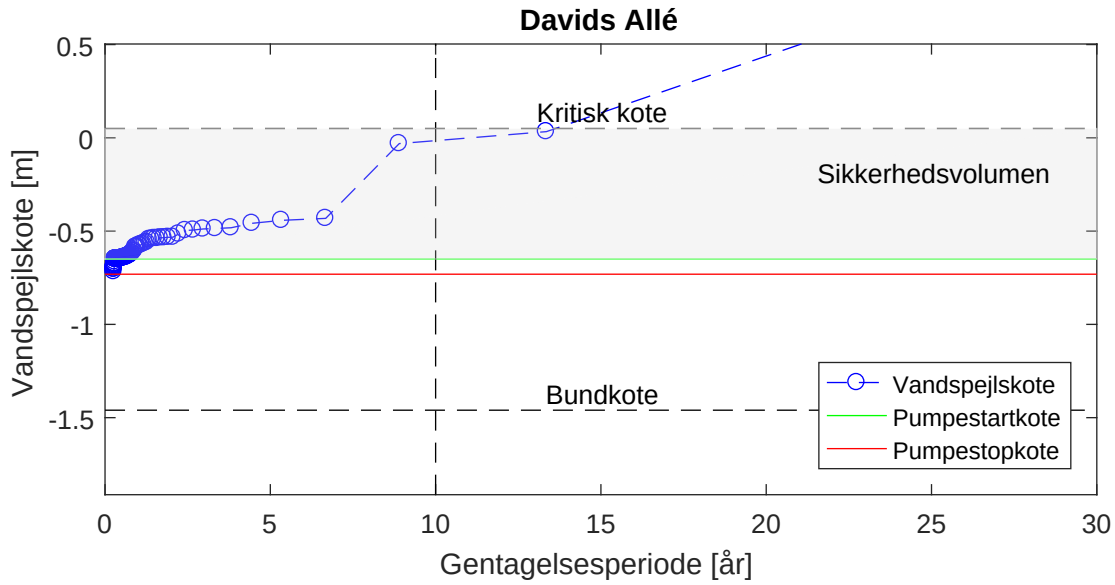
	Startkote	Stopkote
Enggårdsgade	0,07	0,02
Davids Allé	-0,65	-0,73
Kjærs Mølle Vej	1,00	0,95

Tabel 6.7: Start- og stopkote for pumperne.

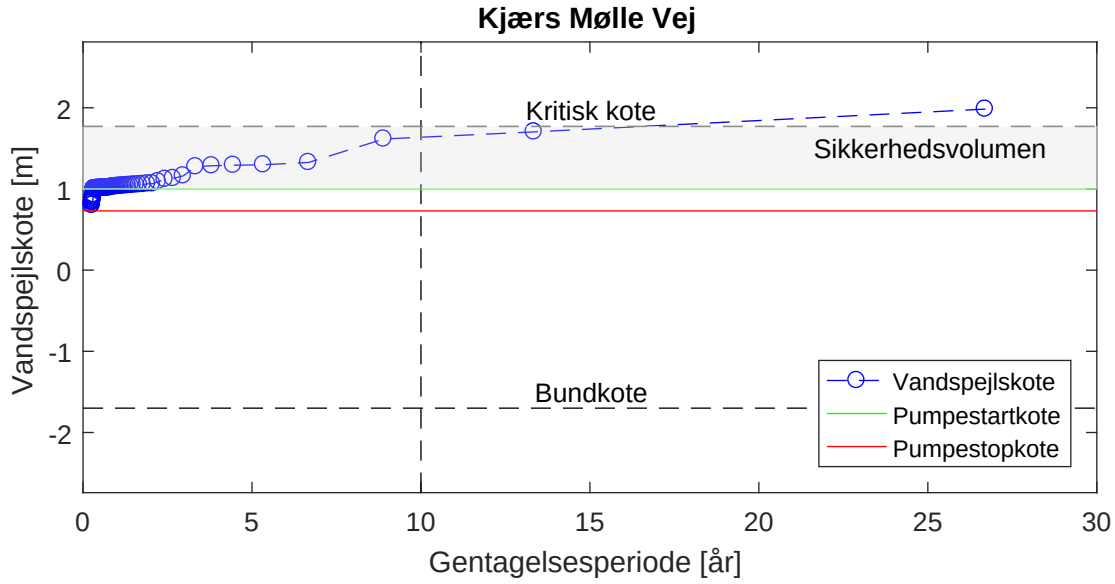
Figur 6.7 til 6.9 viser konfigurationerne i forhold til kritisk kote og bundkote, samt de højeste vandstande ved pumpen eller porten ved brug af den givne konfiguration ud fra de 28 valgte regnhændelser. Det ses, at minimumsfunktionskravet er overholdt for alle tre bassiner.



Figur 6.7: Pumpekonfiguration ved Enggårdsgade.



Figur 6.8: Pumpekonfiguration ved Davids Allé.



Figur 6.9: Pumpekonfiguration ved Kjærs Mølle Vej.

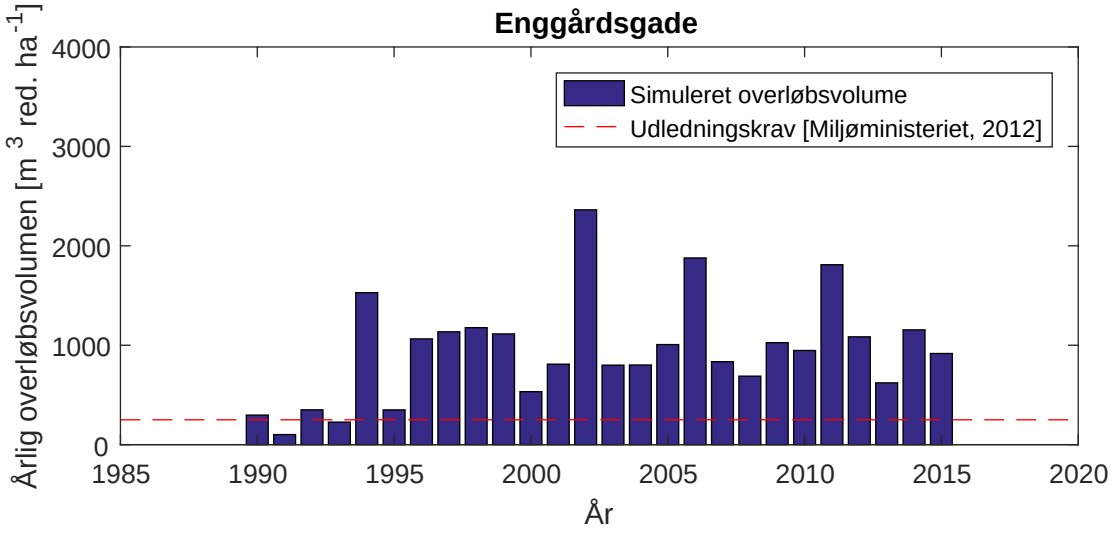
6.3.2 Regnbetingede udledninger

De regnbetingede udledninger analyseres igennem en Long Term Statistics (LTS) simulering med henblik på at vurdere overløbenes funktion før implementering af realtidsstyringen. I stedet for at vælge ud fra de højeste middelintensiteter over en given varighed udvælges alle regne over 5 mm i hele regnmålerens aktive periode, dvs. 1990-2016. Dette udgør samlet 1030 regnhændelser. Det vurderes derfor, at alle regne, der kan medføre udledning af opspædet spildevand, er inkluderet.

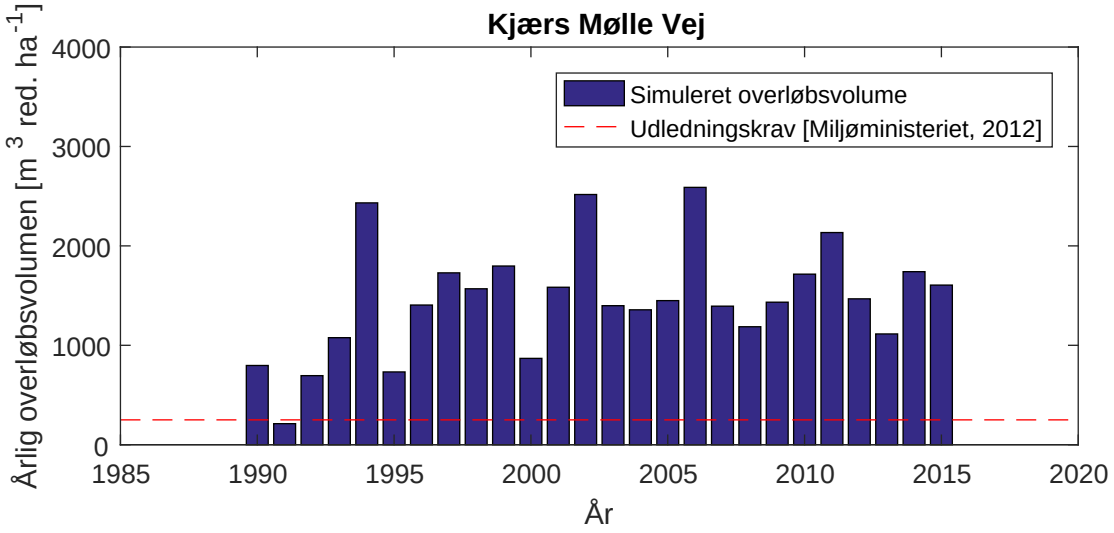
Den årlige overløbsvolumen fra Enggårdsgade og Kjærs Mølle Vej ses i figur 6.10 og 6.11. I vandplanen for hovedopland Limfjorden er det beskrevet, at der som

udgangspunkt for first flush-bassinet bør udledes 250 m^3/ha [Miljøministeriet, 2013]. Denne udledning er derfor markeret på begge figurer.

Det ses, at udledningen for både Enggårdsgade og Kjærs Mølle Vej overskrider 250 m^3/ha i hele årrækken på nær år 1991.



Figur 6.10: Årlig overløbsvolumen fra Enggårdsgade.

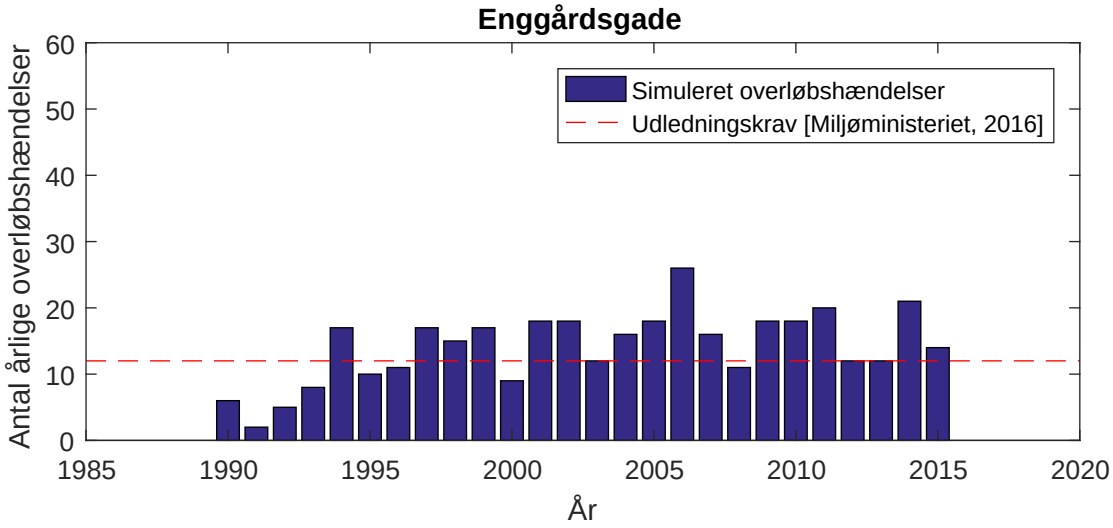


Figur 6.11: Årlig overløbsvolumen fra Kjærs Mølle Vej.

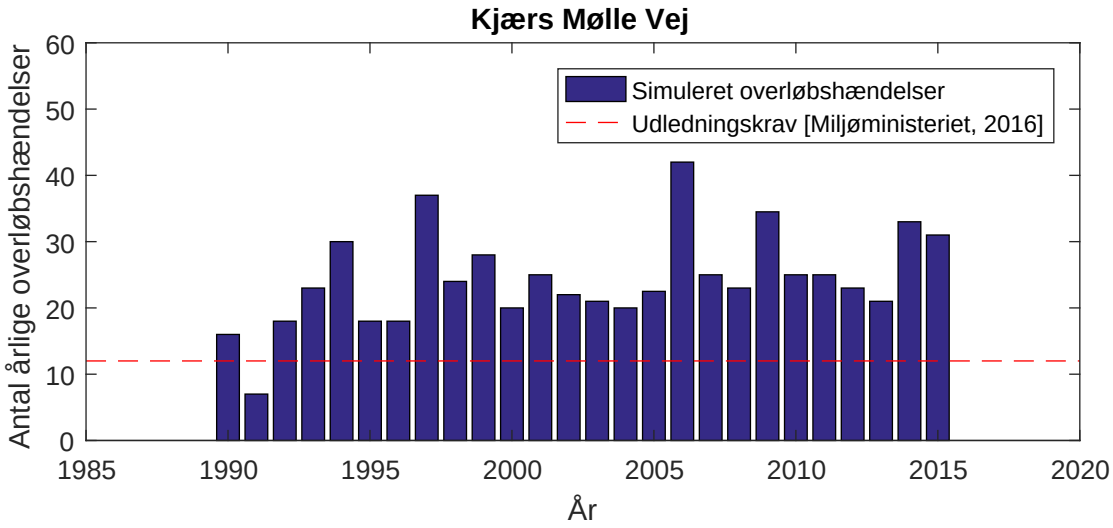
De årlige antal udledningshændelser fra Enggårdsgade og Kjærs Mølle Vej ses i figur 6.12 og 6.12. Dette er sammenlignet med Miljøministeriets krav for udledning af forurenede stoffer til vandløb, søer eller havet, som udtrykker, at korttidsudledninger, som er udledninger af højest 24 timers varighed, kun må forekomme i gennemsnit højest 1 gang om måneden [Miljøministeriet, 2016]. Dette er sammenlignet per års-basis, dvs. maksimalt 12 udledninger om året.

Det ses, at hverken Enggårdsgade eller Kjærs Mølle Vej opfylder kravet. For Eng-

gårdsgade opfylder 11 ud af de 25 år, som der er simuleret for, kravet for hyppigheden af udledninger. For Kjærs Mølle Vej er det kun et enkelt år.



Figur 6.12: Årlig overløbsvolumen fra Enggårdsgade.



Figur 6.13: Årlig overløbsvolumen fra Kjærs Mølle Vej.

Sammenlagt kan det dermed vurderes, at first flush-bassinerne ikke reducerer udledningen til Vestre Landgrøft tilstrækkeligt. Der bør dermed søges løsninger, som kan reducere de regnbetingede udledninger yderligere.

6.4 Implementering af styringsstrategi 1

Der implementeres en realtidsstyring af Kærby afløbssystem med implementeringen af first flush-bassinerne for at forbedre udnyttelsen af bassinerne og dermed reducere udledning af opspædet spildevand til Vestre Landgrøft.

Styringsstrategi 1 implementeres i systemet som styring for regnvandspumperne placeret ved Enggårdsgade, Davids Allé og Kjærs Mølle Vej. Styringsstrategien bliver implementeret som beskrevet i afsnit 4.

Styringsstrategi 1 er en global prædiktiv styring. Hensigten er at anvende afstrømningsprognoser udviklet på baggrund af korte nedbørsprognoser for dermed at kunne bestemme den bedste styring af systemet. Historiske data fra regnmåleren anvendes som nedbørsprognose i dette afsnit i stedet for reele nedbørsprognoser.

Der tages derfor ikke forbehold for problemer som følge af usikkerheder i nedbørsprognoserne i dette afsnit.

I det følgende beskrives objektiver, styringsregulatorer, styringsmetode og det anvendte datagrundlag.

6.4.1 Objektiver

Objektiverne for realtidsstyringen er de mål, som realtidsstyringen skal forsøge at forbedre. Målene for realtidsstyringen for denne case er at reducere overløbsvolumen samt antal årlige udledningshændelser til Vestre Landgrøft i forbindelse med regnhændelser.

6.4.2 Styringsregulatorer

Som styringsregulatorer for denne case anvendes pumperne, der pumper fra bassinerne efter overløbet op i tryktårnet, som derefter aflaster til Vestre Landgrøft. Pumperne vurderes hensigtsmæssige at styre, idet det dermed kan styres, hvorvidt afløbssystemet skal opmagasinere eller aflaste til Vestre Landgrøft. Idet Davids Allé aflaster til overløbet ved Kjærs Mølle Vej i stedet for Vestre Landgrøft, anvendes denne pumpe også som styringsregulator.

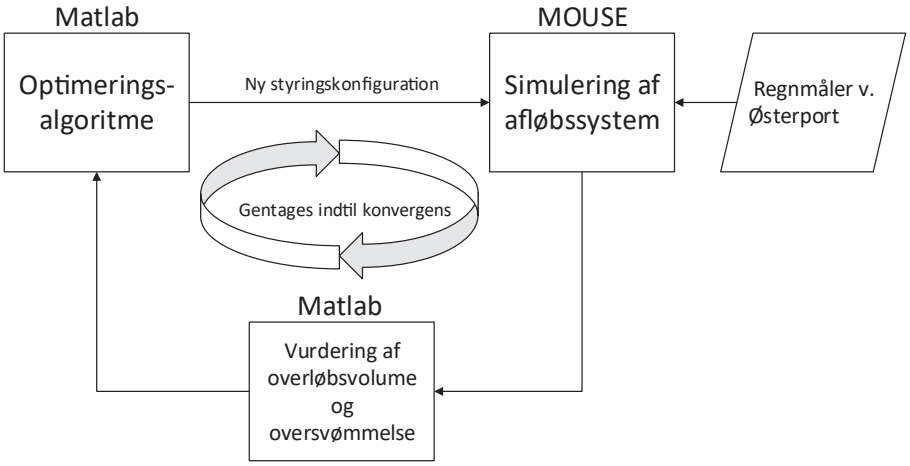
Da pumperne er efter overløbsbygværket, betyder det dog, at kapaciteten efter overløbet under overløbskantkoten ikke kan aflastes andre steder end Vestre Landgrøft.

6.4.3 Styringsmetode

Der anvendes styringsstrategien beskrevet i afsnit 4 side 15. Det styrerede afløbssystem simuleres igennem den kalibrerede Mike Urban-model.

Afløbsmodellen sammenkobles med optimeringsalgoritmen igennem programmet Matlab. Matlab er et programmeringssoftware, hvor til der er udviklet kode, der på baggrund af optimeringsalgoritmen kan foretage ændringer i afløbsmodellen og simulere systemet igennem MOUSE-motoren. På baggrund af simuleringsresultaterne kan Matlab vurdere overløbsvolumen og oversvømmelse i systemet og dermed teste forskellige konfigurationer af systemet.

Efter adskillige simuleringer af afløbssystemet med forskellige styringskonfigurationer kan Matlab igennem optimeringsalgoritmen bestemme den bedste styringskonfiguration. Dette afgøres på baggrund af en objektivfunktion. Et diagram over sammenkoblingen af Matlab og afløbsmodellen ses i figur 6.14.



Figur 6.14: Diagram for styringen af afløbssystemet.

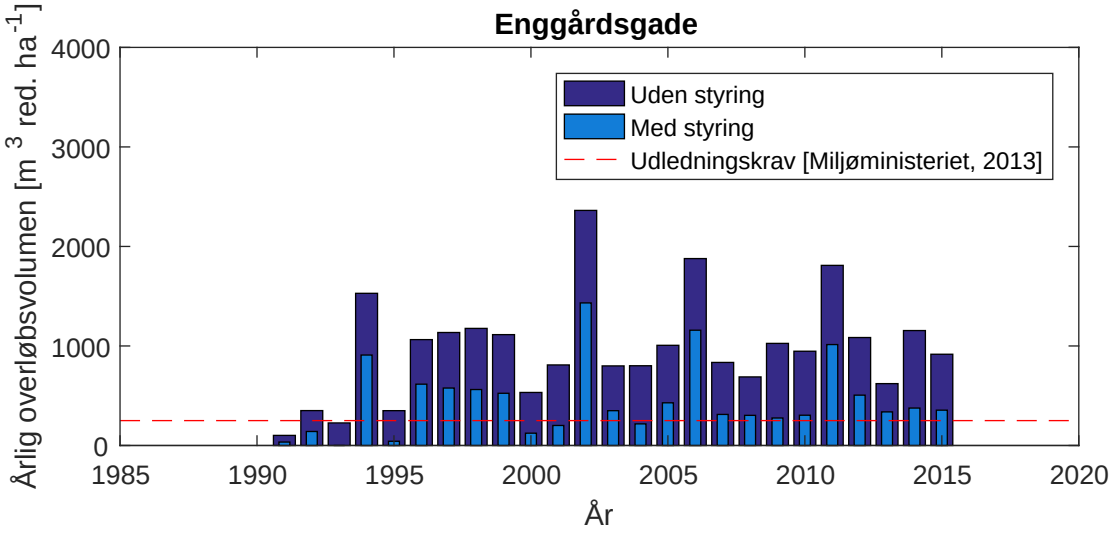
Der vælges ikke at anvende et reelt konvergenskriterie for optimeringsalgoritmen, da dette kan medføre variation i antal simuleringer nødvendig for hvert tidsskridt. Derfor vælges det i stedet at afslutte optimeringsalgoritmen efter et bestemt antal simuleringer.

6.4.4 Resultater

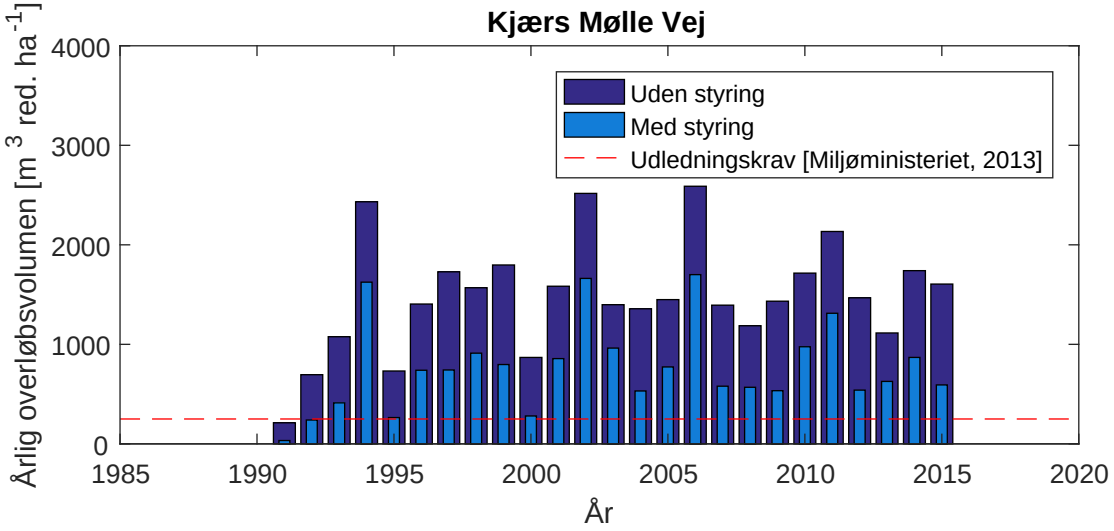
Styringsstrategi 1 testes på alle regnhændelser over 5 mm i hele regnmålerens aktive periode. Dermed simuleres de samme 1030 regnhændelser som ved analysen af systemet uden realtidsstyring.

Den årlige overløbsvolumen simuleret ved brug af styringsstrategi 1 ses i figur 6.15 og 6.16 for udløbene ved hhv. Enggårdsgade og Kjærs Mølle Vej. Dette er sammenlignet med resultaterne uden brug af styring fra 6.3.2. Samtidig er udledningskravet på $250\,\mathrm{m}^3/\mathrm{red\,ha}$ [Miljøministeriet, 2013] markeret.

Det ses, at udledningskravet på $250\,\mathrm{m}^3/$red. ha. generelt ikke er overholdt for de to udløb.



Figur 6.15: Overløbsvolumen med og uden styring for udløbet ved Enggårdsgade.



Figur 6.16: Overløbsvolumen med og uden styring for udløbet ved Kjærs Mølle Vej.

Det ses, at styringsstrategi 1 reducerer overløbsvolumen væsentligt for begge udløb under alle de simulerede år. Den totale reduktion i overløbsvolumen og udledningshændelser ses i tabel 6.8. Det ses, at den totale udledningsvolumen er reduceret med 50 %.

Udledningsvolumen [1000 m^3]		
Reference	Med styring	Reduktion
14	7	50 %
Udledningshændelser		
Reference	Med styring	Reduktion
616	220	64 %

Tabel 6.8: Reduktion i udledningsvolumen og udledningshændelser i perioden 1990 til 2015 ved brug af styringsstrategi 1 på Kærby afløbssystem.

6.5 Delkonklusion

Det kan konkluderes, at styringsstrategi 1 er i stand til at reducere både udledningsvolumen og antal udledningshændelser væsentligt. Samtidig er antallet af årlige udledningshændelser reduceret fra ca. 26 til ca. 9, hvilket dermed medfører, at udløbene overholder kravet iht. antallet af årlige udledninger. Det vurderes dog også, at implementeringen af styringsstrategien ikke er tilstrækkeligt til at opnå et mål for årlig udledningsvolumen på 250 m^3/red ha . Der bør derfor implementeres yderligere indsatser for at opnå dette mål, men dette undersøges ikke nærmere i dette projekt.

6.6 Diskussion

Det er vist, at styringsstrategi 1 har et potentiale for at reducere recipientbelastning fra case 1. Til forskel for analysen af styringsstrategi 1 for det fiktive system i kapitel 4 side 15 er det bevist, at strategien fungerer på et rigtigt afløbssystem.

Der henvises til 4.6 side 22 for en diskussion af de usikkerheder, som kan påvirke resultaterne for analysen af styringspotentialet for styringsstrategi 1. Analysen af af styringsstrategi 1 på case 1 adskiller sig dog i at anvende et virkeligt afløbssystem med en kompleks og kalibreret afløbsmodel.

6.6.1 Modelopsætning

Som følge af den mere komplekse afløbsmodel i case 1, der tager udgangspunkt i et virkeligt afløbssystem, kan det dog konkluderes, at reduktionen i tilstrømning til bassinerne givet af oplandets udformning, rørgeometri og hydrologisk reduktionsfaktor ikke er tilstrækkeligt til at fjerne styringspotentialet for styringsstrategi 1.

I bilag F side 115 er det dog vist, at den hydrologiske reduktionsfaktor varierer mellem de udvalgte regnhændelser, som der kalibreres for. Det er forventeligt, at

større regnhændelser medfører en større hydrologisk reduktionsfaktor pga. bidrag for grønne arealer, hvor regnintensiteten overstiger nedsivningskapaciteten og jorden er vandmættet.

Samtidig er der anvendt én regnmåler, der er placeret 2500 m væk fra afløbssystemet, og som er antaget at repræsentere nedbøren over hele Kærby oplandsareal. Denne usikkerhed vil også være afspejlet i den store variation af den hydrologiske reduktionsfaktor.

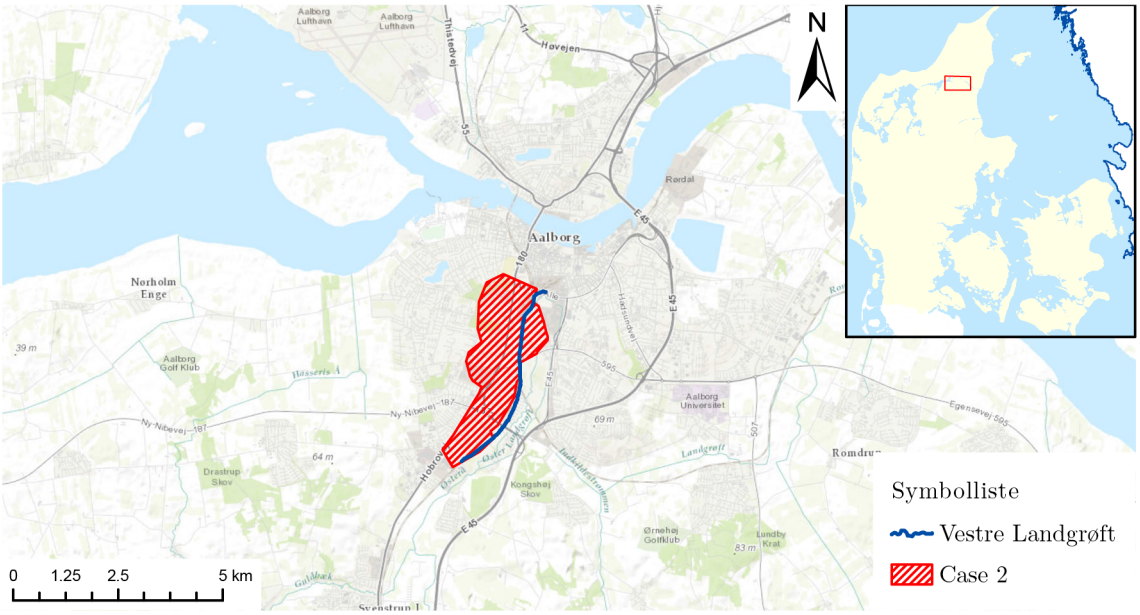
I et tidligere studie af et andet dansk afløbssystem er det vist, at den geografiske variation i nedbør over et afløbssystem har større betydning for variationen i hydrologisk reduktionsfaktor end bidrag fra grønne arealer. [Thorndahl, 2008]

Variationen i hydrologisk reduktionsfaktor for hver regnhændelse påvirker dog både et ikke-styret og styret system. Det betyder, at et styret system skal styres mere konservativt, men samtidig skal et ikke-styret system ligeledes dimensioneres mere konservativt. Variationen i hydrologisk reduktionsfaktor kan dermed ikke direkte knyttes til en reduktion i styringspotentiale.

KAPITEL 7

Case 2: Opland til Vestre Landgrøft

Det andet case er det totale kloakopland til Vestre Landgrøft. Det er et større afløbssystem med både fælles-kloakerede og separat-kloakerede opland. Systemets placering ses i figur 7.1.

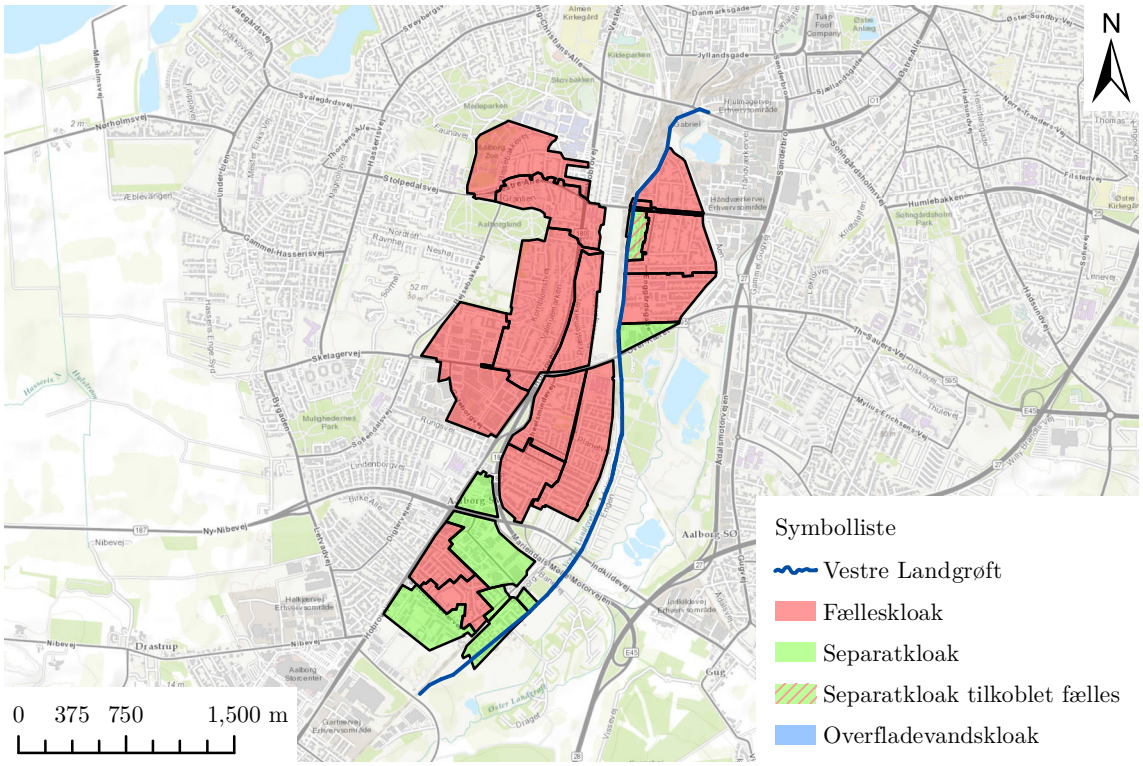


Figur 7.1: Case 2's placering.

7.1 Afløbssystemet

Afløbssystemet er valgt som case til at analysere styringsstrategi 2. Systemet er valgt, fordi det er et større system og udgør det totale opland til Vestre Landgrøft. Det vurderes derfor relevant at implementere styringsstrategi 2 på systemet for at reducere recipientbelastning af Vestre Landgrøft.

Afløbssystemet ses på figur 7.2. Det totale opland inkluderer både Kærby afløbssystem samt et større afløbssystem vest for Vestre Landgrøft.



Figur 7.2: Afløbssystemet, der udgør oplandet til Vestre Landgrøft.

Det totale afløbssystems oplands- og befæstede areal ses i tabel 7.1. Det ses, at case 2's oplandsareal er væsentligt større end det for case 1.

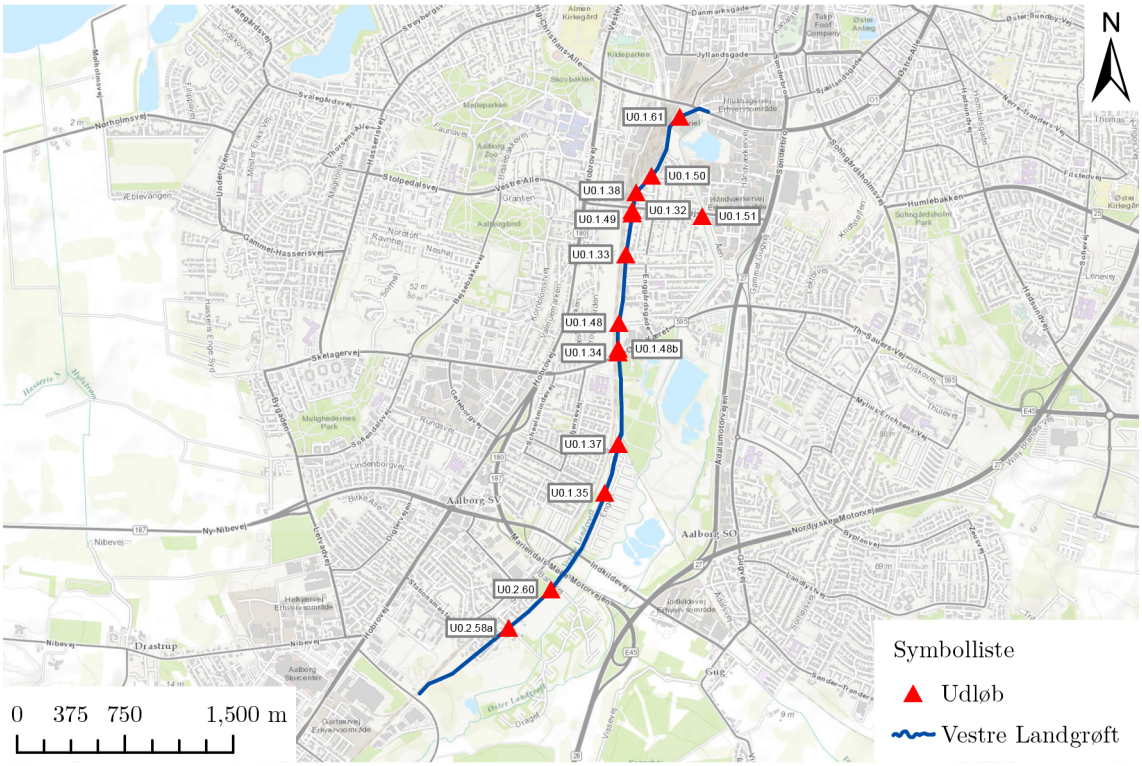
	Oplandsareal [ha]	Befæstet areal [ha]
Fælleskloakeret	200	105
Separatkloakeret	80	45
Sammenlagt	280	**150**

Tabel 7.1: Areal af kloakoplandene.

7.1.1 Udledninger

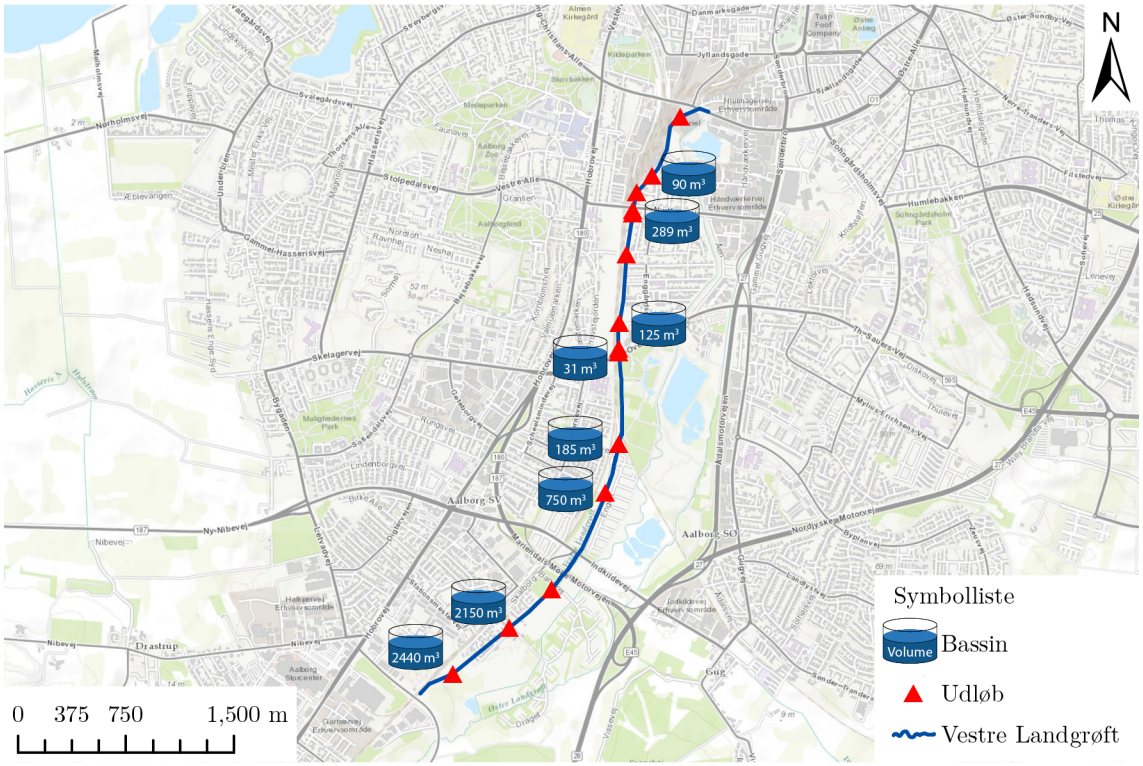
Udledningerne ses i figur 7.3. Der er samlet 13 udløb til Vestre Landgrøft. Udledningerne for Kærby afløbssystem er beskrevet i afsnit 6.1.1 side 47. Det fælleskloakerede afløbssystem vest for Vestre Landgrøft udleder til vandløbet igennem regnbetingede udløb. Udløbene sker igennem overløbsbygværker, som udleder til vandløbet, når vandniveauet overstiger en given kote.

Alle fælleskloakerede udledninger til Vestre Landgrøft er udpeget som udløb, hvor der bør ske en indsats [Aalborg Kommune, 2015]. Som udgangspunkt bør der derfor etableres et first-flush bassin på 5 mm (50 m^3 pr. red. ha). [Miljøministeriet, 2013]



Figur 7.3: Udledninger for afløbssystemet analyseret i case 2.

Bassinerne placeret i systemet ses i figur 7.4. De to sydlige bassiner med en volumen over 2000 m^3 er en del af vandløbet. Det ses, at bassinkapaciteten for det fællesskloakerede opland vest for Vestre Landgrøft udgør samlet 966 m^3, hvilket er en lille bassinkapacitet i forhold til oplandsarealet (ca. 9 m^3 pr. bef. ha.).

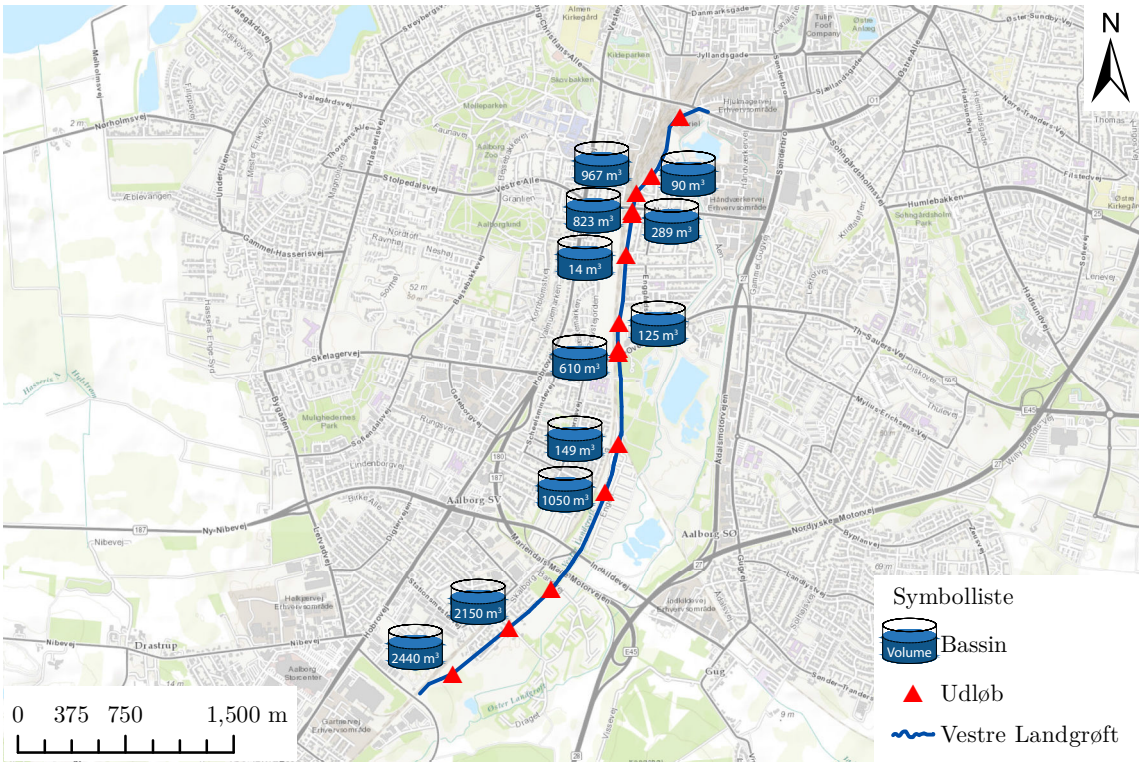


Figur 7.4: Bassiner placeret i afløbssystemet.

7.1.2 Udvidelse af bassinkapacitet

Det vurderes, at der ikke er tilstrækkelig kapacitet i det fælleskloakerede opland vest for Vestre Landgrøft til at udgøre et styringspotentiale. Derfor vælges det at tage udgangspunkt i et system med yderligere bassinkapacitet implementeret. Da de fælleskloakerede udledninger til Vestre Landgrøft er alle udpeget som udløb, hvor der bør foretages en indsats, implementeres first flush-bassiner på 50 m^3 pr. red. ha. før udløbene.

Bassinkapaciteten af systemet efter implementering af first flush-bassiner ses i figur 7.5. Størrelsen af de individuelle bassiner er dimensioneret således, at de kan tilbageholde samme mængde nedbør, før bassinvolumen er fuldt udnyttet. Den totale bassinkapacitet af det fælleskloakerede opland er ca. 50 m^3 pr. red. ha..



Figur 7.5: Bassinkapaciteten i afløbssystemet efter implentering af first flush-bassiner.

7.2 Modelopsætning

Til at analysere de regnbetingede udløb til Vestre Landgrøft anvendes en Mike Urban-model for systemet. En Mike Urban-model for hele Aalborgs afløbssystem er udleveret og anvendes som grundlag for modellen af case 2.

Det vælges at anvende en ukalibreret Mike Urban-model, idet der ikke foreligger data for systemets udledninger til Vestre Landgrøft. For systemet vest for Vestre Landgrøft antages dermed en hydrologisk reduktionsfaktor på 0,5. Der anvendes samme regnmåler som for case 1 og samme værdier for initialtab og koncentrationstid. Der henvises derfor til afsnit 6.2 side 50 for de værdier.

Der tages ikke forbehold for grundvandsindsivning i systemet vest for Vestre Landgrøft, idet der ikke foreligger data for dette. For tørvejrsvandføringen anvendes derfor kun de PE, der allerede er i den udleverede afløbsmodel, og det antages et dagligt vandforbrug pr døgn pr person til 100 l/PE/d.

7.3 Implementering af styringsstrategi 2

Der implementeres en realtidsstyring af afløbssystemet med den udvidede bassinkapacitet for at undersøge, hvorvidt styringsstrategi 2 kan reducere belastningen af Vestre Landgrøft.

De fælleskloakerede opland vest for Vestre Landgrøft er overløbsbygværker og dermed ikke styrbare. Der tages derfor udgangspunkt i et system, hvor overløbsbygværkerne efter implementering af styringsstrategi 2 er erstattet med porte, som kan styres til at åbne eller lukke udledningen. Dette udgør samlet seks porte. Det kan dermed kontrolleres, hvorvidt hver bassin udleder til Vestre Landgrøft eller ej.

Styringsstrategi 2 implementeres i systemet som styring for både regnvandspumperne i Kærby øst for Vestre Landgrøft samt porte placeret ved overløbene fra de fælleskloakerede udløb vest for Vestre Landgrøft. Strategien anvender afstrømningsprognoser for at kunne regulere opmagasineringen i bassinerne og dermed vælge det mest hensigtsmæssige tidspunktet for udledning til Vestre Landgrøft.

Historisk data fra regnmåleren anvendes som nedbørsprognose i dette afsnit i stedet for reele nedbørsprognoser. Der tages derfor igen ikke forbehold for problemer som følge af usikkerheder i nedbørsprognoserne i dette afsnit.

7.3.1 Objektiver

Objektiverne for realtidsstyringen er de mål, som realtidsstyringen skal forsøge at forbedre. Målene for realtidsstyringen i denne case er at reducere både peakbelastninger samt samlet udledningsvolumen til recipienten.

7.3.2 Styringsregulatorer

Som styringsregulatorer for denne case anvendes både regnvandspumperne i Kærby og porte placeret efter bassinerne for de fælleskloakerede oplande vest for Vestre Landgrøft. Pumperne styres til at starte pumpning til recipienten ved en given startkote.

Porte placeret i udløb fra bassinerne til Vestre Landgrøft kan åbnes og lukkes, således udledning herfra kan styres. For systemet styres i alt seks porte.

7.3.3 Styringsmetode

Der anvendes styringsstrategien beskrevet i afsnit 5 side 25 implementeret i Mike Urban-modellen.

Der anvendes en sammenkobling af Matlab og Mike Urban til at teste forskellige styringskonfigurationer, på samme vis som for case 1 beskrevet i afsnit 6.4.3 side 57. Optimeringsalgoritmen er for styringsstrategi 2 en evolutionsalgoritme med to objektiver som beskrevet i afsnit 6.4.3 side 57.

Systemet styres i en samlet kontrolperiode på 1 time, opdelt i to styringsperioder af 30 minutter jf. afsnit 5.2 side 26. De to objektiver er hhv. udlednignsvandføringen i

den første og anden styringsperiode for kontrolperioden.

Styringskonfigurationen for systemet ændres dermed hvert 30. minut. Evolutionsalgoritmen, som afgører det bedste sæt af styringskonfigurationer over en kontrolperiode, tester konfigurationer igennem begreberne population og generation, som beskrevet i afsnit 5.2.2 side 29. Populationsstørrelsen og antal generationer bør vælges, således algoritmen finder optimale løsninger tilstrækkeligt hurtigt. Da dette er afhængigt af systemet, objektiverne og regnhændelsen, er det usikkert, hvad populationsstørrelse og antal generationer, der er mest hensigtsmæssig.

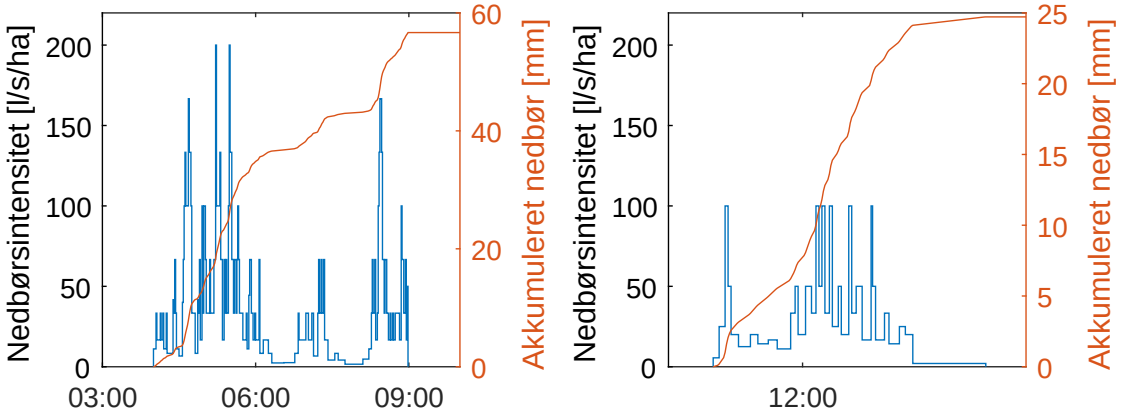
Som udgangspunkt vælges der derfor en populationsstørrelse på 40 og 12 generationer for evolutionsalgoritmen. Dette medfører dermed et samlet antal af forskellige styringskonfigurationer, der skal testes for hver kontrolperiode, på $40 \cdot 12 = 480$.

I alt bør optimeringsalgoritmen kunne optimere et parametersæt for hver styringsregulator. Da der er i alt seks porte og tre pumper, er der sammenlagt 9 parametre for hver styringskonfiguration og dermed 18 parametre for en kontrolperiode.

7.3.4 Resultater

Styringsstrategi 2 implementeret på case 2 kræver lang simuleringstid grundet antallet af forskellige styringskonfigurationer, som skal testes og analyseres, for hver kontrolperiode. Derfor analyseres kun to forskellige regnhændelser.

De to valgte regnhændelser ses på figur 7.6 (a) og (b). Der er valgt to større regnhændelser, idet det vurderes mest interessant at undersøge, hvorvidt styringsstrategien kan reducere peakbelastninger under kraftigere regnhændelser.



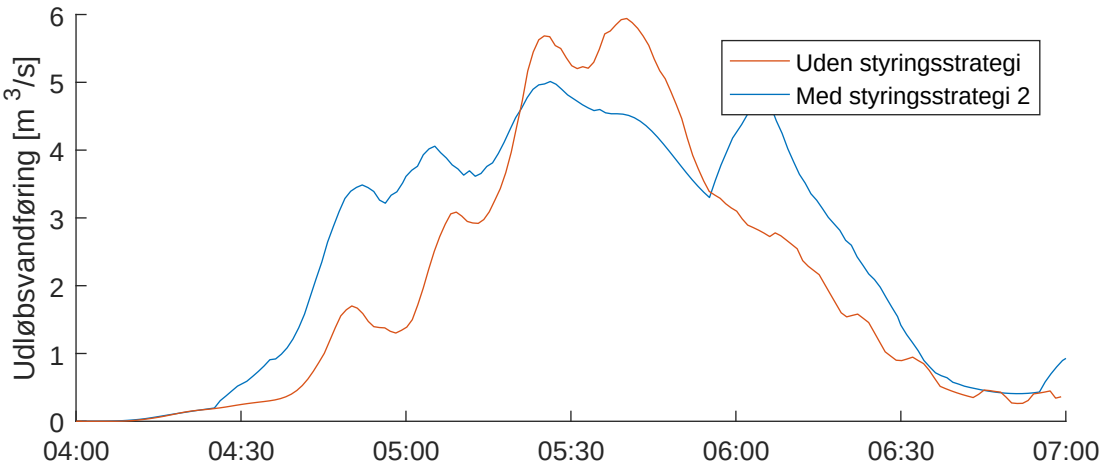
(a) Regnhændelse d. 15. august 2006. (b) Regnhændelse d. 8. juli 2011.

Figur 7.6

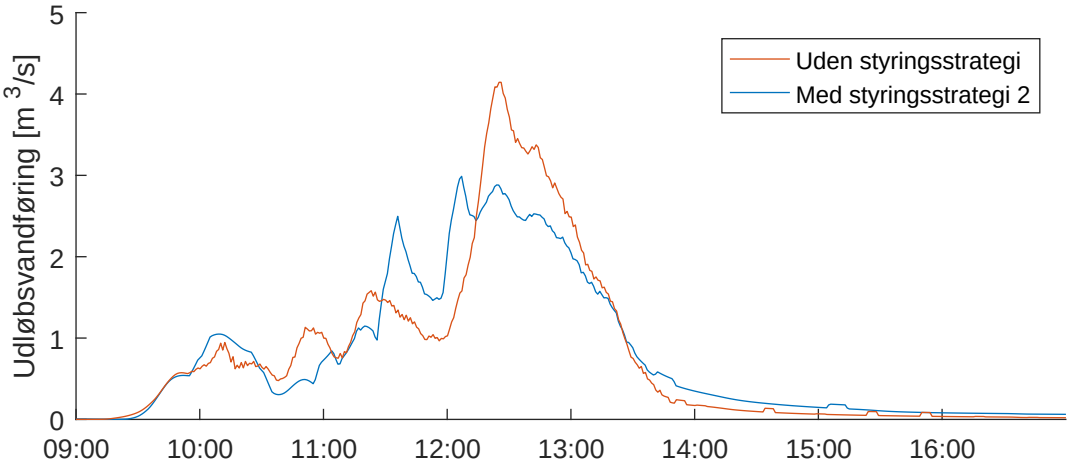
Afløbssystemet simuleres med den implementeret styringsstrategi og sammenlignes med afløbssystemet uden styringsstrategien. For systemet uden styringsstrategien anvendes der de allerede eksisterende overløbsbygværker i stedet for portene.

Den samlede vandføring, der udledes til Vestre Landgrøft, er analyseret for hver regn-

hændelse og sammenlignet med og uden styringsstrategi. Den samlede udløbsvandføring for hver regnhændelse ses i figur 7.7 og 7.8. Hver kurve er summen af vandføringen for alle udløbene.



Figur 7.7: Regnhændelse d. 15. august 2006.



Figur 7.8: Regnhændelse d. 8. juli 2011.

Det ses, at styringsstrategi 2 formår at reducere den maksimale udledningsvandføring for begge regnhændelser. Reduktionen i både maksimal udledningsvandføring og udledningsvolumen ses i tabel 7.2. For de to regnhændelser forekommer der ingen oversvømmelse ved de styrerede bassiner.

Maksimal udledningsvandføring [m^s/s]			
Regnhændelse	Reference	Med styring	Reduktion
15. august 2006	5,9	5,0	16 %
8. juli 2011	4,1	3,0	28 %
Samlet udledningsvolumen [$1000\,m^3$]			
Regnhændelse	Reference	Med styring	Reduktion
15. august 2006	45,0	54,5	−21 %
8. juli 2011	23,0	22,5	1 %

Tabel 7.2: Reduktion i maksimal udledningsvandføring og samlet udledningsvolumen ved brug af styringsstrategi 2 på Kærby afløbssystem.

Det ses, at der opnås en reduktion på hhv. 16 % og 28 % i maksimal udledningsvandføring for de to regnhændelser. Det ses samtidig, at styringsstrategien ikke har formået at reducere den samlet udledningsvolumen for regnhændelserne og har hævet udledningsvolumen for regnhændelsen d. 15. august 2006 med 21 %. Pga. størrelsen af regnhændelserne vurderes det dog, at bassinerne allerede er fuldt udnyttet uden styring, så det forventes ikke, at der er et styringspotentiale for de to regnhændelser i form af samlet udledningsvolumen.

Beregningstiden for én kontrolperiode er gennemsnitligt 24 minutter. Dvs. implementeres styringsstrategien på dette afløbssystem med samme modelopsætning og samme PC, vil hver styringskonfiguration implementeres med 24 minutter forsinkelse. Det betyder, at størstedelen af tiden vil afløbssystemet styres af en gammel, uopdateret styringskonfiguration. Det vurderes derfor uhensigtsmæssigt at implementere styringsstrategien med denne opsætning.

Udfordringen i beregningstid er antallet af simuleringer, der foretages for hver styringskonfiguration. Derfor kan det konkluderes, at en evolutionsalgoritme med populationsstørrelse på 40 med 12 generationer er for langsom til at kunne styre dette afløbssystem.

7.4 Delkonklusion

Det kan konkluderes, at styringsstrategi 2 er i stand til at reducere den maksimale udledningsvandføring for de to regnhændelser. For regnhændelsen d. 15. august 2006 har styringsstrategien dog medført en forøgelse i den samlede udledningsvolumen. Det er sandsynligt, at denne regnhændelse er for kraftig til at der er et styringspotentiale for regnhændelsen. Styringsstrategi 2 bør derfor testes på flere mindre regnhændelser for at kunne analysere styringsstrategiens fulde potentiale. Pga. den lange beregningstid har dette dog ikke været muligt.

Samtidig er optimeringsalgoritmen for langsom, til at styringsstrategien kan anven-

des i realtid. Der bør derfor udføres tiltag til enten afløbsmodellen eller optimeringsalgoritmen for at reducere beregningstiden.

På grund af tidsmangel har det ikke været muligt at forbedre beregningstiden for styringsstrategi 2. Det er forsøgt at reducere antallet af simuleringer for optimeringsalgoritmen, men dette har medført oversvømmelse i flere bassiner. Som følge af dette bliver case 2 ikke analyseret i del IV, dvs. effekten af nowcasts bliver ikke analyseret.

7.5 Diskussion

Det er vist, at der eksisterer et styringspotentiale i form at reduktion i maksimal udledningsvandføring for de to regnhændelser.

Der henvises til kapitel 5.5 side 41 for en diskussion af de usikkerheder, som kan påvirke resultaterne for analysen af styringspotentialet for styringsstrategi 2. Analysen af af styringsstrategi 2 på case 2 adskiller sig dog i at anvende et afløbssystem med en kompleks afløbsmodel.

Samtidig er analysen kun udført for to kraftige regnhændelser, dvs. det er usikkert, hvorledes styringsstrategi 2 præsterer under mere hyppigt forekommende, mindre regnhændelser.

I det følgende diskuteres derfor de usikkerheder forbundet med den mere komplekse afløbsmodel. Dernæst diskuteres det, hvorledes problemer med lang beregningstid som følge af den komplekse afløbsmodel kan løses. Samtidig diskuteres analysens mangler iht. valg af regnhændelser.

Pga. styringsstrategi 2's kompleksitet og generelt dårlige præstation diskuteres til sidst alternative styringsstrategier for case 2.

7.5.1 Modelopsætning

Det kan konkluderes, at der eksisterer et styringspotentiale for det større afløbssystem i form af at regulere udledning fra bassinerne for så at reducere den maksimale udledningsvandføring.

Oplandsarealet vest for Vestre Landgrøft er dog ukalibreret. Det kan derfor ikke forventes, at afløbsmodellen kan simulere den rigtige vandbalance. Der bør derfor foretages en kalibrering af den hydrologiske reduktionsfaktor, før styringsstrategien implementeres. En kalibreret afløbsmodel vil dog stadig være udsat for en variation i hydrologisk reduktionsfaktor afhængigt af regnhændelsen som følge af bidrag for grønne arealer o.l.

Modellen har antaget, at der er fri udledning til recipienten Vestre Landgrøft.

Regnhændelsen d. 15. august 2006 har medført væsentlig oversvømmelse ved Vestre Landgrøft og Østerå, [Nielsen og Thorndahl, 2016]. Det er derfor sandsynligt, at der under kapacitetsproblemer i Vestre Landgrøft ikke længere er fri udledning. Dette betyder, at udledningsvandføringen og tømningstiden for et bassin ikke kan forudsiges igennem afløbsmodellen. Samtidig betyder det, at udledningsvandføringen overestimeres for både det ikke-styrerede og styrede afløbssystem.

For at afhjælpe dette bør styringen dermed anvende realtidsmålinger af vanddybde i bassinerne, da modellering af udledningsvandføringen er upålidelig.

7.5.2 Beregningstid

Beregningstiden for en kontrolperiode er gennemsnitligt 24 minutter. Der er ikke taget forbehold for dette i denne analyse, men den lange beregningstid vil sandsynligvis medføre, at styringsstrategien ikke kan styre systemet.

Den lange beregningstid er et resultat af både et højt antal tests, som evolutionsalgoritmen anvender for at finde den mest hensigtsmæssige styringskonfiguration, samt en kompleks afløbsmodel med lang simuleringstid.

Optimeringsalgoritme

Antallet af simuleringer anvendt til evolutionsalgoritmen kan reduceres ved at sænke populationsstørrelse og antal af generationer. Dette forventes dog at reducere strategiens præstation. Da dette ikke er undersøgt, er det usikkert, hvorvidt antal simuleringer for evolutionsalgoritmen kan reduceres uden at reducere præstationen væsentligt.

En reduktion i styrerede bassiner vil reducere antallet af parametre, der skal optimeres for, og dermed antallet af nødvendige simuleringer. I alt udgør 3 til 4 af udløbene over 65 % af den samlede udledningsvandføring. Det vurderes derfor sandsynligt, at en række af bassinerne kan forblive ikke-styret uden at have en betydelig effekt på styringsstrategiens præstation.

Der kan også søges alternative, hurtigere algoritmer til at finde optimale styringskonfigurationer af systemet. Et eksempel er at teste en række af kendte styringskonfigurationer, der historisk har bevist at være effektive.

Afløbsmodel

Simuleringstiden for afløbsmodellen kan også reduceres. Tidsskridtet for simuleringen kan forøges, men dette kan medføre instabilitet ved kraftigere regnhændelser.

Alternativt kan oplandet simplificeres. Da kun bassinerne er styret, kan oplandene reduceres til simple lineære reservoirer tilpasset til den komplekse afløbsmodel. Dette vil reducere simuleringstiden væsentligt, på bekostning af kvaliteten af modelresultater.

Beregningstiden kan også reduceres ved at anvende en hurtigere PC, men det er usandsynligt, at dette alene kan reducere simuleringstiden tilstrækkeligt.

7.5.3 Valg af regnhændelser

Styringsstrategi 2 er pga. den lange beregningstid kun testet på to regnhændelser. Begge regnhændelser medfører en stor regnvolumen over en længere periode. Dette vurderes at reducere styringspotentialet væsentligt, idet bassinkapaciteten sandsynligvis er fuldt udnyttet over en stor del af regnhændelsen, hvorfor ændring i udnyttelse af bassinerne er begrænset. Det vurderes derfor, at styringspotentialet sandsynligvis er underestimeret pga. valget af regnhændelser. Det samme er sandsynligvis tilfældet mht. samlet udledningsvolumen.

Styringsstrategi 2 på derfor testes på mindre regnhændelser for at vurdere det reele styringspotentiale.

Del IV

Implementering af radarbaseret nowcast

I del III er det vist, at de to styringsstrategier kan reducere recipientbelastning fra de to cases effektivt ved brug af fiktive afstrømningsprognoser på baggrund af fremtidig regnmålerdata. I del IV anvendes der derfor i stedet afstrømningsprognoser på baggrund af virkelige nowcasts fra radarbilleder for at undersøges, hvorvidt usikkerheder i nowcasts forhindrer brugen af de to styringsstrategier.

På grund af styringsstrategi 2's lange beregningstid har det ikke været muligt at undersøge effekten af at anvende virkelige nowcasts pga. tidsmangel. Derfor er kun styringsstrategi 1 analyseret i del IV.

KAPITEL 8

Case 1: Implementering af nowcasts

Styringsstrategi 1 testes igen på Kærby afløbssystem, hvor der nu anvendes radar nowcasts i stedet for historiske regnmålinger som datagrundlag for afstrømningsprognosen.

8.1 Afstrømningsprognose

De anvendte nowcasts er udviklet på baggrund af radarbilleder fra en vejrradar.

8.1.1 Vejrradar

I Danmark eksisterer to forskellige radarnetværk: Et netværk udgjort af C-bånds-radarer, som dækker hele landet, og et netværk af X-bånds-radarer, som dækker de større byer. X-bånds-radarne har førhen været LAWR (Local Area Weather Radar) udviklet af DHI, men denne type radarer er ikke i produktion længere.

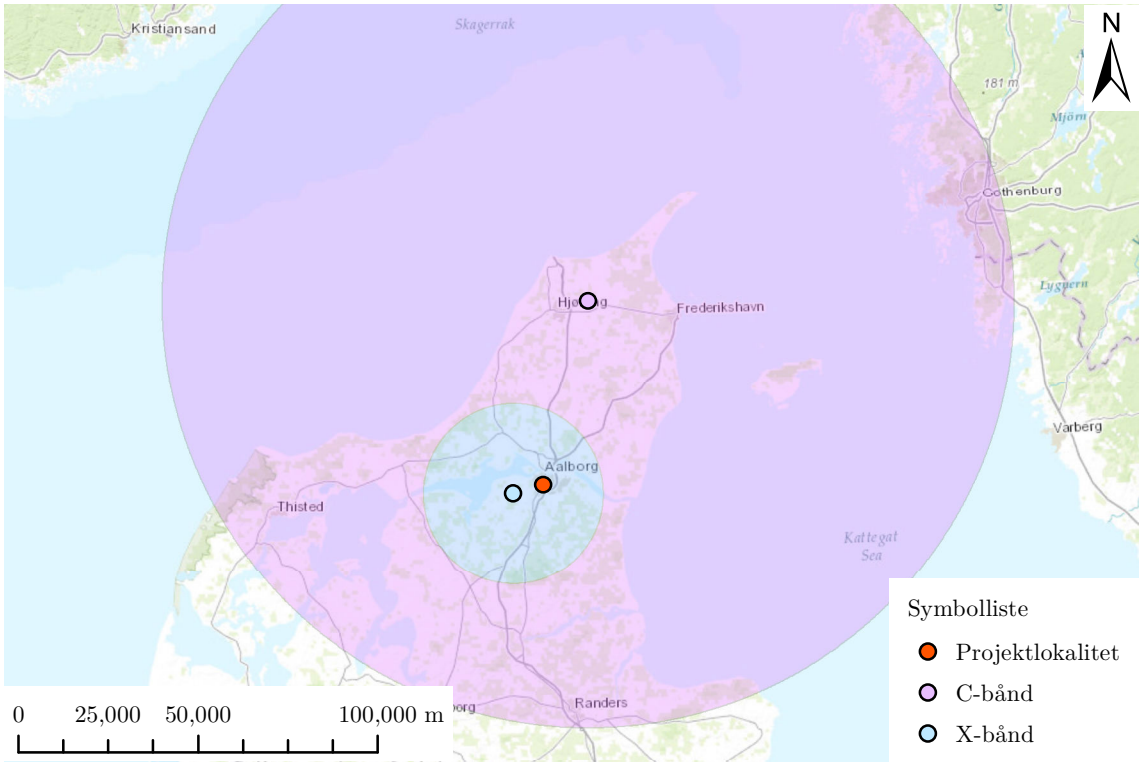
De to systemer har til forskel, at de dækker to forskellige frekvensbånd: C-bånds-radarer har et frekvensbånd over 4 til 8 GHz, og X-bånds-radarer har et frekvensbånd over 8 til 12 GHz. De to systemer opnår også forskellige rækkevidder for radarbillederne. [Nielsen et al., 2013]

LAWR-radarne kan måle i en maksimal rækkevidde på 60 km, hvor C-bånds-radarne kan måle i en rækkevidde op til 240 km. De to radartyper har dog en betydeligt mindre rækkevidde, hvis målingerne skal være af høj nok kvalitetet til at kunne anvendes til at estimere nedbør (QPE, eller Quantative Precipitation Estimation). Rækkevidden for dette er 100-120 km for C-bånds-radaren, og 15-20 km for X-bånds-radaren. [Nielsen et al., 2013]

De to systemer har forskellige fordele og ulemper. C-bånds-radarne har større rækkevidde, hvilket betyder, at nowcast-horisonten er længere. Til gengæld har X-bånds-

radarne både bedre stedslig og tidslig opløsning. LAWR-radarne producerer et nyt radarbillede hvert minut, hvor C-bånds-radarne producerer et hvert 10. minut.

To vejrradarer dækker projektlokaliteten og ses i figur 8.1. Radarerne er hhv. en C-bånds-radar og en LAWR-radar.



Figur 8.1: Vejrradarer nær projektlokaliteten.

Det vælges kun at anvende én af de to radarer som grundlag for nowcasts. Der har tidligere været forskning i at kombinere radarbilleder fra to radarer for at udnytte begge typers styrker, men dette har været udfordret af LAWR-radarnes dårlige ydevne. [Nielsen et al., 2013]

Det vælges derfor kun at udnytte C-bånds-radaren som grundlag for nowcasts. Dette medfører dermed en længere nowcast-horisont, på bekostning af stedslig og tidslig opløsning af radarbilledet.

8.1.2 Historiske nowcasts

Det vurderes, at udvikling af nye nowcasts er udenfor tidsrammen for dette projekt. Derfor anvendes i stedet allerede-udviklet nowcasts på baggrund af historiske regnhændelser.

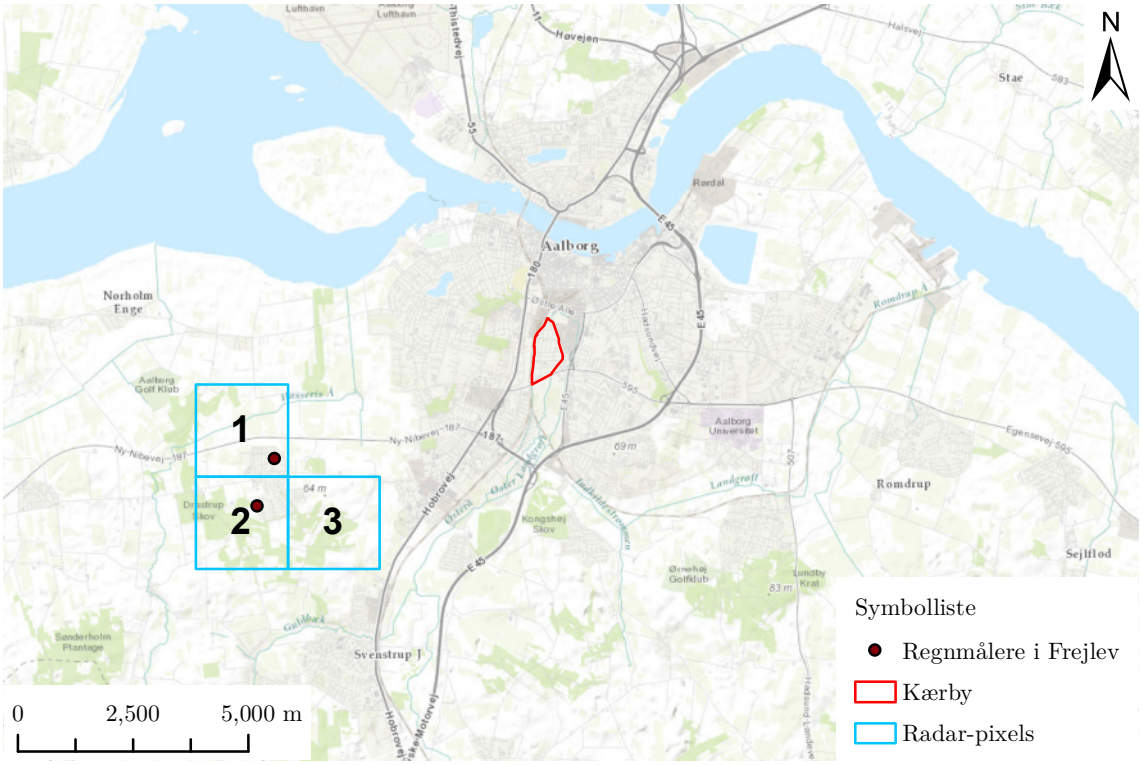
Der anvendes et datasæt af historiske nowcasts udviklet i sammenhæng med en ikke publiceret artikel omhandlende forudsigelse af vandføring i afløbssystemer med ensemble nowcasts fra [Jensen et al., 2015]. Datasættet består af estimeringer af

nedbør i tre radarpixels samt 10 min, 30 min og 60 min nowcasts for de tre pixels.

De tre radarpixels dækker Frejlev, en by sydvest for Aalborg. Hver pixel dækker et areal på 2×2 km. De tre radarpixels ses i figur 8.2. Det bemærkes, at Kærby ikke er dækket af datasættet. Derfor er den virkelige nedbør over Kærby ikke repræsenteret. Det vurderes dog, at den korte afstand mellem Frejlev og Kærby gør, at datasættet er velegnet til at teste usikkerheder i estimeringer og forudsigelser af nedbør. Samtidig dækker to af de tre pixels to regnmålere i Frejlev, dvs. der er et godt grundlag for at sammenligne den radarobserverede nedbør med data fra en regnmåler.

Afstanden fra radaren til de tre pixels er ca. 55 km. Området er dermed dækket af QPE-rækkevidden for en C-bånds-radar.

På figur 8.2 ses også de to regnmålere placeret i Frejlev.



Figur 8.2: De fire radarpixels.

Det rå datasæt er ikke bias-justeret iht. målinger på land, såsom regnmålere eller målinger fra et afløbssystem. Det er derfor sandsynligt, at radarobservationerne ikke korrelerer nøjagtigt med den virkelige nedbør. I bilag G.1 side 127 er der foretaget en biasjustering af radardataet efter de to regnmålere. Dette har medført væsentlige forbedringer i radarobservationerne. Der anvendes derfor de biasjusterede radardata som grundlag for styringen.

Den samlede nedbør, varighed og maksimale regnintensiteter over 10 og 60 minutter for de 23 regnhændelser ses i tabel 8.1 efter biasjustering.

Regnhændelse	Dato	Samlet nedbør [mm]	Varighed [h]	Maks. regnintensitet over 10 min. [l/s/ha]	60 min. [l/s/ha]
1	31/03-2010	14	7	35	25
2	15/05-2010	19	4	90	35
3	30/05-2010	14	11	30	15
4	05/08-2010	0	0	0	0
5	23/08-2010	19	5	30	20
6	15/09-2010	7	5	30	15
7	31/03-2011	2	4	5	5
8	08/06-2011	9	9	20	10
9	08/07-2011	13	5	25	15
10	19/08-2011	11	5	45	25
11	29/08-2011	5	3	30	10
12	06/09-2011	5	5	35	10
13	08/09-2011	2	2	20	5
14	11/09-2011	10	4	100	25
15	17/09-2011	1	5	5	0
16	18/09-2011	15	7	35	20
17	07/03-2012	5	3	10	5
18	09/04-2012	6	7	10	5
19	09/04-2012	4	9	10	5
20	22/04-2012	6	4	25	10
21	16/10-2012	1	5	5	0
22	17/10-2012	0	0	0	0
23	29/10-2012	7	3	75	15

Tabel 8.1: De 23 regnhændelser.

8.1.3 REM

Nedbørsprognoserne inkluderet i datasættet er udviklet på baggrund af en deterministisk nowcast-model. Nowcasts er udviklet igennem en radar-ekstrapolationsmodel (REM) på nedbøren fra radarobservationer. [Jensen, 2015]

For de 23 regnhændelser er der anvendt en Co-TREC baseret REM. Co-TREC er en metode til at bestemme flytningen af nedbør. Co-TREC sammenligner flere historiske QPE-billeder for at danne et flytningsfelt, der beskriver retningen og hastigheden, som nedbørsfeltet flytter sig. Flytningsfeltet anvendes dermed som grundlag for korte nedbørsprognoser, da det gør det muligt at forudsige, hvor nedbøren er i fremtiden. [Jensen, 2015]

Den anvendte REM antager lagrangisk vedholdenhed, dvs. der tages ikke forbehold

for den tidslige udvikling i nedbør. Dermed kan nowcasts ikke beskrive henfald eller udvikling af nedbørsintensiteten. Dette medfører, at nowcasts ofte yder dårligt ved kortvarigt, hurtigt udviklende nedbør. [Jensen, 2015]

8.1.4 Ensembles igennem APUNowcaster

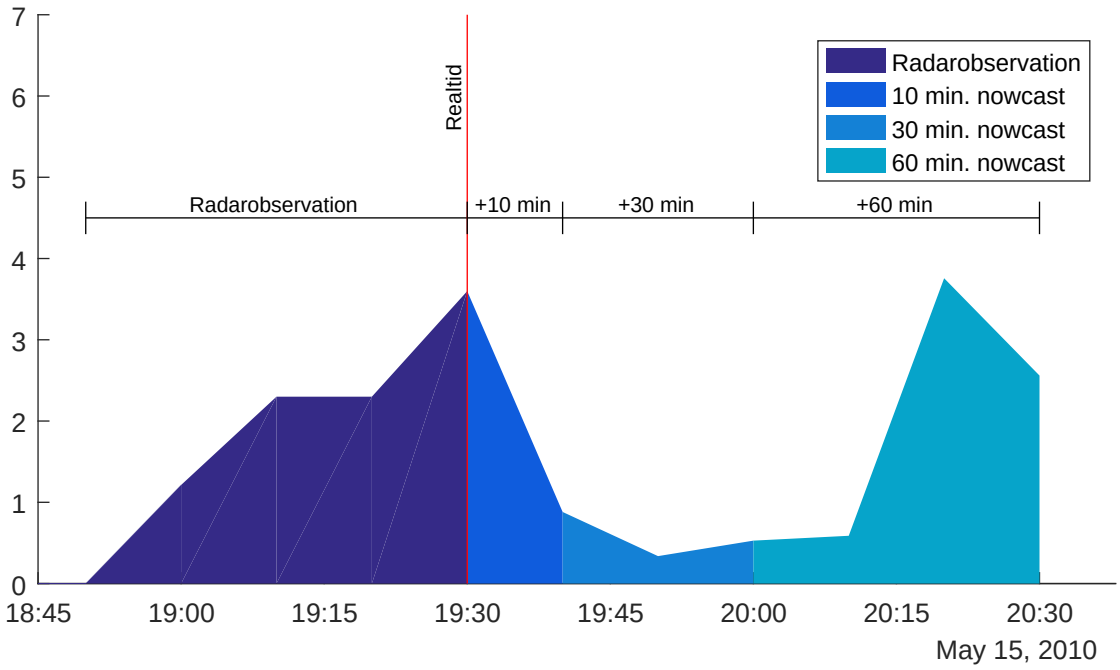
For at håndtere usikkerhederne i nowcasts er der udviklet ensemble nowcasts til hver regnhændelse. Ensembles udgør 300 forskellige nowcasts over samme regnhændelse. Dette muliggører at kunne nowcaste nedbøren i form af sandsynlighed. [Jensen, 2015]

De 300 ensembles er produceret igennem APUNowcaster. APUNowcaster er en ensemble-model, der kan håndtere både usikkerheder i flytningsfeltet såvel som usikkerheder i udviklingen af nedbøren. Dette er gjort ved at anvende historisk information om den tidslige og stedslige afvigelse mellem nowcast og observerede nedbør. [Jensen, 2015]

8.2 Styring med nowcasts

Der anvendes den samme styringsmetode som beskrevet i afsnit 6 side 45, hvor de biasjusterede radardata anvendes i stedet for regnmåleren.

Generelt yder nowcasts med kortere leadtimes bedre end længere leadtimes [Jensen, 2015]. For en total nowcast med leadtime på 1 time sammenkobles dermed alle tre nowcasts. Dette ses i figur 8.3. Der prioriteres derfor således, at der til et givent tidspunkt altid anvendes den nowcast med kortest leadtime, der dækker tidspunktet.



Figur 8.3: Den samlede nowcast.

Desværre indeholder datasættet af nowcasts ingen regnhændelser, hvor tilstrømningen til bassinerne overstiger udledningskapaciteten. Den kraftigste regnhændelse i datasættet har en gentagelsesperiode på 5 måneder hvis sammenlignet med det fulde datasæt fra regnmåleren.

For at kunne undersøge styringsstrategiens funktion med virkelige nowcasts hæves nedbøren for regnhændelserne med en skaleringsfaktor. Regnintensiteten for hver regnhændelse justeres som følgende:

$$R_{justeret} = R \cdot F_{skalering} \tag{8.1}$$

Da målet er at kunne vurdere, hvorvidt usikkerhederne for radarbaseret afstrømningsprognoser forhindrer anvendelse af styringsstrategien, skal det antages, at den relative afvigelse mellem radarbaseret nowcasts og virkelig nedbør skaleres sammen med skalering af nedbøren.

Der er valgt en skaleringsfaktor på 3. Dette medfører, at den kraftigste regnhændelse i datasættet har en gentagelsesperiode på 14 år. Det justerede datsæt indeholder dermed regnhændelser, hvor der vil forekomme oversvømmelse, samt regnhændelser, hvor oversvømmelse kan accepteres jf. funktionspraksis for gentagelsesperiode for oversvømmelse på 10 år.

Den samlede nedbør, varighed og maksimale regnintensiteter over 10 og 60 minutter for de 23 regnhændelser efter skalering ses i tabel 8.2 med biasjustering.

Regnhændelse	Dato	Samlet nedbør [mm]	Varighed [h]	Maks. regnintensitet over 10 min. [l/s/ha]	60 min. [l/s/ha]
1	31/03-2010	43	7	100	70
2	15/05-2010	56	4	265	100
3	30/05-2010	42	11	85	40
4	05/08-2010	0	0	5	0
5	23/08-2010	57	5	85	65
6	15/09-2010	22	5	90	50
7	31/03-2011	5	4	20	10
8	08/06-2011	26	9	55	30
9	08/07-2011	38	5	75	40
10	19/08-2011	33	5	140	70
11	29/08-2011	14	3	95	35
12	06/09-2011	16	5	110	30
13	08/09-2011	7	2	65	15
14	11/09-2011	29	4	305	80
15	17/09-2011	2	5	15	5
16	18/09-2011	45	7	110	65
17	07/03-2012	14	3	25	20
18	09/04-2012	17	7	30	15
19	09/04-2012	11	9	25	10
20	22/04-2012	17	4	70	35
21	16/10-2012	3	5	15	5
22	17/10-2012	0	0	0	0
23	29/10-2012	22	3	220	50

Tabel 8.2: De 23 regnhændelser efter skalering.

Udfordringen for styringsstrategien er at kunne regulere størrelsen af sikkerhedsvolumen for de tre bassiner ud fra nowcasts, uden at styringen medfører oversvømmelse, når systemet udsættes for den virkelige nedbør. Samtidig bør styringsstrategien ikke overreagere ved at udlede, når det ikke er nødvendigt.

På grund af radarens generelt dårlige evne til at afspejle nedbør målt i de to regnmålere, som ses i afsnit G.1 side 127, er det valgt ikke at sammenligne nowcasts med nedbør målt i regnmålerne. I stedet betragtes derfor den observerede regn i radarpixels som den virkelige nedbør.

8.2.1 Resultater

Kærby afløbssystem med styringsstrategi 1 implementeret er simuleret for de 23 regnhændelser med biasjusterede nowcasts og radarobservationer.

I alt medfører fire de af de 23 regnhændelser et behov for et sikkerhedsvolume, da tilstrømningen til bassinerne overstiger udledningskapaciteten under de fire hændelser. Styringsstrategien har prædikteret, at der var et behov for sikkerhedsvolume for alle fire regnhændelser, igennem nowcasts, og har dermed reguleret sikkerhedsvolumen, således der ikke forekommer oversvømmelse.

For én af de fire regnhændelser har styringsstrategien dog ikke formået at tømme bassinerne tilstrækkeligt tidligt til at forhindre oversvømmelse, da regnintensiteten underestimeres i nowcasts.

Styringsstrategien har dog også indført et for stort sikkerhedsvolume på yderligere ni regnhændelser, hvor sikkerhedsvolumet har været unødvendigt. Dette er på grund af, at nowcasts har overestimeret nedbøren.

Det kan derfor konkluderes, at styringsstrategien på enkelte regnhændelser reagerer forkert pga. usikkerheder i nowcasts, ved både at udlede til recipienten for tidligt for ni mindre regnhændelser for dermed at øge udledningsvolumen, og udlede for sent for én regnhændelse og dermed medføre oversvømmelse.

Da målet for styringsstrategi 1 er at reducere udledningsvolume og antal udledningshændelser, sammenlignes case 1 med styringsstrategi 1 med den lokale, reaktive styring bestemt i afsnit 6.3 side 52. Den totale udledningsvolume og antal udledningshændelser for de 23 regnhændelser ses i tabel 8.3. Det ses, at styringsstrategi 1 har formået at reducere udledningsvolumen med 20% samt reduceret antallet af udledningshændelser.

Dette kan sammenlignes med resultaterne for analysen af styringsstrategi 1 på case 1 i afsnit 6.4.4 side 58, hvor virkelig regnmålerdata anvendes som fiktiv nowcast. Her var reduktionen i udledningsvolume og antal udledningshændelser hhv. 50% og 64%. Det ses dermed, at styringsstrategi 1 som forventeligt præsterer dårligere, når der anvendes virkelige nowcasts.

Udledningsvolumen [1000 m^3]		
Reference	Med styring	Reduktion
47,0	37,5	20 %
Udledningshændelser		
Reference	Med styring	Reduktion
19	18	5 %
Oversvømmelse		
Reference	Med styring	
0	1	

Tabel 8.3: Reduktion i udledningsvolumen og udledningshændelser for de 23 regnhændelser ved brug af styringsstrategi 1 på Kærby afløbssystem.

Da styringsstrategi 1 har medført oversvømmelse på én af regnhændelserne, forsøges dette problem løst.

Oversvømmelsen for den sidste regnhændelse kan fjernes ved at indsætte et minimum for størrelsen af sikkerhedsvolumen, således styringen ikke medfører oversvømmelse, hvis den underestimerer nedbør. Dette reducerer dog styringspotentialet afhængigt af størrelsen af den ekstra sikkerhedsvolume.

I stedet vurderes det mere hensigtsmæssigt at anvende ensembles til at danne konservative nowcasts, således systemet styres mere forsigtigt.

8.3 Styring med ensembles

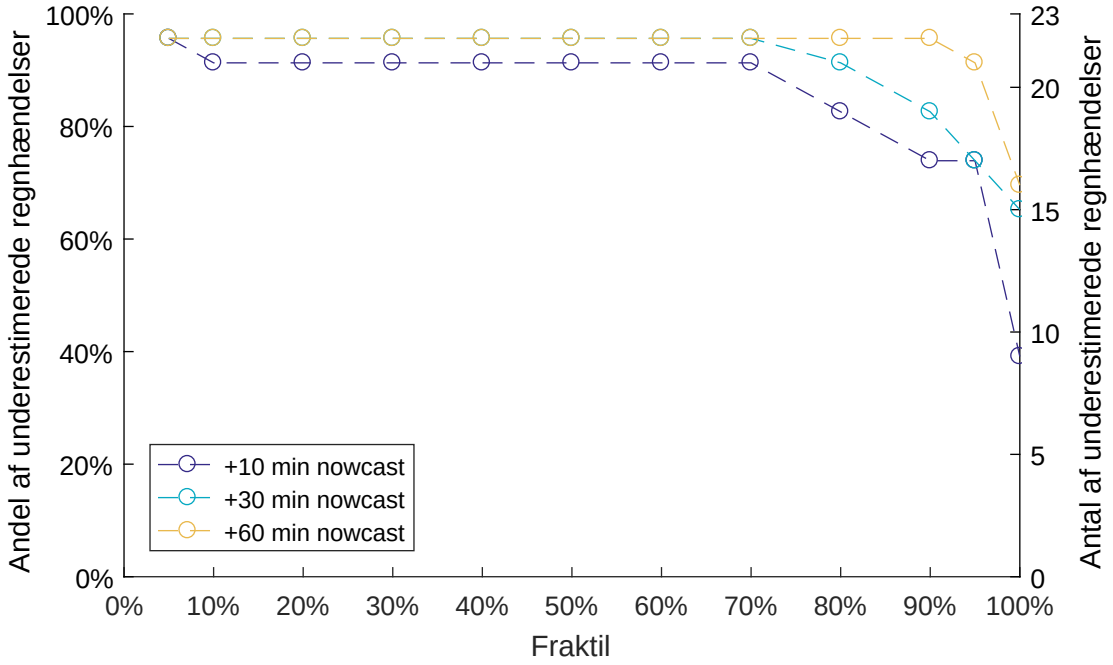
Ud fra de 300 ensembles er det muligt at betragte nowcasts igennem sandsynlighed. Hvis hver ensemble sorteres efter intensitet, kan alle ensemble nowcasts sammenfattes til en nedbørsintensitet sat i forhold til en fraktil.

100%-fraktilen er dermed den ensemble nowcast, der angiver den højeste nedbørsintensitet til et givent tidspunkt, og 0%-fraktilen er den ensemble nowcast, der angiver den laveste intensitet. 50%-fraktilen er median-intensiteten, hvor halvdelen af alle ensembles angiver en lavere nedbørsintensitet.

Det forventes derfor, at des højere fraktil, der anvendes, des færre regnhændelser bliver underestimeret igennem nowcasts. Dette ses på figur 8.4 for alle tre leadtimes (+10 min., +30 min., +60 min.) for de 23 regnhændelser. Antallet af regnhændelser, hvor den maksimalt nowcastede nedbør er under den maksimale observerede nedbør ses i forhold til valg af fraktil for ensembles.

Det ses, at en højere fraktil som forventet reducerer antallet af underestimerede regnhændelser. Det ses samtidig, at de længere lead times som forventet hyppige-

re underestimerer nedbørsintensiteten. Selv ved 100%-fraktilen underestimeres ni regnhændelser ved en leadtime på 10 minutter, og hhv. 15 og 16 regnhændelser ved en leadtime på 30 minutter og 60 minutter. Det er derfor ikke muligt at eliminere alle underestimeringer igennem APUNowcaster.



Figur 8.4: Fraktil for hver nowcast ved alle tre leadtimes i forhold til antal underestimerede regnhændelser.

Det vælges at lade styringsstrategi 1 styre systemet efter nowcasts med 95%-fraktilen. Dette betyder, at styringsstrategien forudsiger en nedbør, som er højere i intensitet end 285 af de 300 ensembles.

8.3.1 Resultater

Resultatet af at styre efter 95%-fraktilen er, at der nu ikke forekommer oversvømmelse for de 23 regnhændelser. Dog medfører det, at der er indsat et unødvendigt sikkerhedsvolume for 10 af de 23 regnhændelser, dvs. der er sket en forøgelse i den samlede udledningsvolume.

Reduktionen i udledningsvolume, udledningshændelser og oversvømmelse ved brug af 95%-fraktil ensembles til styringsstrategi 1 i forhold til den lokale reaktive styring ses i tabel 8.4. Det ses som forventet, at ved brug af 95%-fraktil ensembles præsterer styringsstrategien dårligere iht. reduktion i udledningsvolumen, men der kommer til gengæld ingen oversvømmelse i systemet længere.

Udledningsvolumen [1000 m^3]		
Reference	Med styring	Reduktion
47,0	39,8	15 %
Udledningshændelser		
Reference	Med styring	Reduktion
19	18	5 %
Oversvømmelse		
Reference	Med styring	
0	0	

Tabel 8.4: Reduktion i udledningsvolumen og udledningshændelser for de 23 regnhændelser ved brug af styringsstrategi 1 på Kærby afløbssystem med ensembles.

8.4 Delkonklusion

Det er vist, at styringsstrategi 1 har et potentiale for at reducere recipientbelastning fra case 1 med virkelige nowcasts. Det er samtidig vist, at hvis styringsstrategien skal være i stand til at forhindre oversvømmelse i Kærby, skal der styres konservativt ved brug af ensemble nowcasts. Dette sænker dog reduktionen i udledningsvolume.

8.5 Diskussion

Til forskel for analysen af styringsstrategi 1 for case 1 med fiktive nowcasts i kapitel 6 side 45 er det bevist, at strategien fungerer med virkelige nowcasts.

Der er dog ikke taget hensyn til afvigelsen mellem de biasjusteret radarobservationer og virkelig nedbør. Samtidig er målinger fra radarobservationerne forøget med en skaleringsfaktor. Effekten af dette diskuteres derfor i det følgende. Der henvises til 6.6 side 60 for en diskussion af usikkerheder forbundet med modelopsætningen.

8.5.1 Afvigelse mellem radarobservationer, radar-nowcasts og virkelig nedbør

Den virkelige nedbør over Kærby for de 23 regnhændelser er ukendt. I denne analyse er der anvendt radarpixels over Frejlev, men det vurderes, at nedbøren over Frejlev er sammenlignelig med nedbøren over Kærby. Der skal dog anvendes radarpixels, der dækker Kærby, såfremt styringsstrategien skal implementeres i Kærby.

Radarobservationer

Radarobservationerne er sammenlignet med de to regnmålere placeret i Frejlev i bilag G side 127, da det vurderes, at regnmålere generelt afspejler den virkelige nedbør tilstrækkeligt til at kunne anvendes som repræsentation for den virkelige nedbør når sammenlignet med radarobservationerne.

I bilag G er det konkluderet, at det rå, ikke-biasjusteret radardatasæt ikke kan måle maksimal regnintensitet eller akkumuleret nedbør over de 23 regnhændelser. Dette er vurderet på baggrund af de store afvigelser mellem det rå radardatasæt og de to regnmålere. Det er samtidig konkluderet, at radarobservationernes evne til at måle akkumuleret nedbør over en regnhændelse forøges væsentligt ved timebaseret MFB-justering.

For styringsstrategi 1 er det dog vigtigst at kunne bestemme kortvarige, høje tilstrømninger til bassinerne, da der styres iht. udledningskapacitet. Radarobservationerne bør derfor være i stand til at kunne afspejle de høje regnintensiteter målt i regnmåleren. Det er derfor et problem, at radarobservationerne præsterer dårligst ved de høje, kortvarige regnintensiteter, selv efter biasjustering.

Det vurderes derfor sammenlagt, at der bør ske væsentlige forbedringer i kvaliteten af radarobservationerne, før det kan anvendes som grundlag for styringsstrategi 1. I bilag G.4 er der største usikkerheder omkring radarobservationer beskrevet. Samtidig er det her konkluderet, at radarobservationerne grove tidslige og stedslige opløsning kan være årsagen til en del af afvigelsen mellem radar og regnmåler. En analyse af effekten af dette viser dog, at dette ikke er tilstrækkeligt til at forklare den samlede afvigelse mellem radar og regnmåler.

Det er muligt at forbedre den stedslige og tidslige opløsning af radarobservationerne. Den anvendte C-bånds-radar kan lave radarobservationer i en stedslig opløsning på $500 \times 500\,\mathrm{m}$ i stedet for 2000 m. Samtidig kan den tidslige opløsning forbedres igennem interpolation af flytningsfeltet [Nielsen et al., 2013].

Nowcasts

Nowcasts er sammenlignet med radarobservationerne i bilag H side 135. Ud fra sammenligningen kan det konkluderes, at nowcasts generelt præsterer dårligt iht. forudsigelse af maksimale regnintensiteter over en regnhændelse. Det vurderes, at nowcasts kun er i stand til at forudsige maksimal regnintensitet med lead times under 30 minutter.

Ensemble nowcasts viser dog generelt god præstation til at forudsige maksimale regnintensiteter, både i sammenligning mellem radarobservationer og nowcasts i bilag H og ved integration i styringsstrategi 1. Ved anvendelse af 95 %-fraktilen er det vist, at oversvømmelseshændelserne kan reduceres, hvilket sænker risikopotentialet

for styringsstrategien.

8.5.2 Skalering af de 23 regnhændelser

Da de 23 regnhændelser inkluderet i datasættet for radaren ikke er kraftige nok til at kunne forårsage oversvømmelse i systemet, blev intensiteten hævet med en faktor tre.

Skaleringsfaktoren betyder, at nedbørsmønstret for de 23 regnhændelser efter skalering ikke nødvendigvis afspejler nedbørsmønstret for regnhændelser af sammenlignelig intensitet og volume.

Samtidig betyder det, at fejlen mellem nowcasts og observeret nedbør skaleres med en faktor tre. Det er usikkert, hvorvidt der kan forventes større eller mindre afvigelse mellem observeret og nowcastet nedbør for kraftigere regnhændelser. Kraftige regnhændelser kan være mere udbredte og have længere varighed, hvilket forbedrer muligheden for biasjustering. Til gengæld kan det være nedbør, der er hurtigt udviklende mht. intensitet, hvilket reducer nowcast-præstationen.

For de skalerede regnhændelser er det totalt kun tre af de 23 regnhændelser, hvor nedbøren er under 5 mm. Dette kan betyde, at sikkerhedsvolumen for det ikke-styrede system er fuldt udnyttet for de 20 andre regnhændelser. Dermed er der for de fleste af regnhændelserne ingen styringspotentiale.

Da de deterministiske nowcasts generelt underestimerer den maksimale regnintensitet (se figur H.1 side 136), burde det forventes, at realtidsstyring præsterer bedre mht. reduktion i overløbsvolume i forhold til anvendelse af fiktive nowcasts på baggrund af en regnmåler. Da analysen med radar-nowcasts har vist en sænkning af reduktionen i udledningsvolume fra 50 % til 20 %, vurderes det, at denne sænkning er et resultat af skaleringen af nedbøren.

Dvs. de skalerede regnhændelser, som ses i tabel 8.2, afspejler ikke typisk nedbør, som systemet vil være udsat for. Generelt udgør datasættet af de 23 regnhændelser efter skalering for mange større regnhændelser og for få mindre regnhændelser til at reflektere virkeligt nedbør. Det skalerede datasæt er dermed hensigtsmæssig til at teste, hvorvidt styringsstrategien forårsager oversvømmelse, men ikke velegnet til at analysere reduktionen i overløbsvolume.

Det vurderes derfor, at styring vha. de deterministiske nowcasts bør medføre en reduktion i overløbsvolume på over 50 %, hvis datasættet afspejler typiske regnhændelser. Pga. tidsmangel er dette ikke undersøgt.

For styring med ensembles sænkes reduktionen i overløbsvolume fra 20 % til 15 % ved den skalerede nedbør. Det er usikkert, hvad denne sænkning vil være, hvis datasættet havde inkluderet regnhændelser, der afspejler typisk nedbør. Derfor vurderes det, at denne analyse underestimerer reduktionen i udledningsvolumen væsentligt.

Del V

Konklusion

KAPITEL 9

Konklusion

I projektet er der udviklet to styringsstrategier for realtidsstyring af afløbssystemer. Begge strategier indebærer en optimering af bassinudnyttelse på baggrund af optimeringsalgoritmer.

Algoritmerne modellerer og tester forskellige styringskonfigurationer for afløbssystemet på baggrund af afstrømningsprognoser og dermed bestemmer den mest hensigtsmæssige løsning efter styringens objektivfunktion.

På baggrund af analyserne kan det konkluderes, at global prædiktiv realtidsstyring af fælleskloakerede oplande kan reducere recipientbelastning fra regnbetingede udledninger.

Det er vist, at styringsstrategi 1 kan reducere både udledningsvolumen, udledningshændelser og oversvømmelse væsentligt igennem styring af bassiner med begrænset udledningskapacitet. Styringen er implementeret på Kærby afløbssystem, som har medført en reduktion i udledningsvolumen på 50 % og reduktion i udledningshændelser på 64 %. Samtidig er det reduceret antallet af oversvømmelser fra to til én for de analyserede regnhændelser.

Det er vist, at afstrømningsprognoser udviklet på baggrund af deterministiske nowcasts underestimerer regnintensiteten for hyppigt til at tillade styringsstrategi 1 at forhindre oversvømmelse. Det er dog vist, at Kærby afløbssystem kan styres mere konservativt igennem anvendelse af ensemble nowcasts, hvormed styringsstrategien dermed formår at forhindre oversvømmelse.

For styringsstrategi 2 er det konkluderet, at strategien kan reducere maksimale udledningsvandføringer for større systemer igennem tidlig udledning fra bassinerne. Det er dog vist, at optimeringsalgoritmen er for langsom til at kunne køre i realtid. Derfor bør der udføres forbedringer i algoritmen, før den kan implementeres i virkeligheden.

For styringsstrategi 2 er usikkerheden i afstrømningsprognoser udviklet på baggrund

af deterministiske nowcasts og dets påvirkning på strategiens præstation ikke undersøgt. Det er derfor usikkert, hvorledes strategien vil fungere, når der tages højde for afvigelsen mellem afstrømningsprognosen og virkelig nedbør.

Litteratur

Aalborg Kommune, **2016**. Aalborg Kommune. *Folketal 2016*, 2016. URL `http://apps.aalborgkommune.dk/statistik/webaarbog/Folketal2016/Struktur/Bydele/indexlevel1/Bydele1aarsaldersklasser.html`. Besøgt d. 22-11-2016.

Aalborg Kommune, **2008**. Aalborg Kommune. *Grønlænderkvarterert - spildevandsplan 2008-2019*, 2008.

Aalborg Kommune, **2015**. Aalborg Kommune. *Vandhandleplan for Aalborg Kommune*, 2015. URL `http://www.aalborg.dk/media/3591255/vandhandleplan-2015-vedtager-oktober-2015-2.pdf`. Besøgt d. 11-11-2016.

Colas et al., **2004**. Hubert Colas, Martin Pleau, Jean Lamarre, Geneviève Pelletier og Pierre Lavallée. *Practical Perspective on Real-Time Control*. 2004.

DAWA, **2016**. DAWA. *Danmarks Adressers Web API*, 2016. URL `dawa.aws.dk/`. Besøgt d. 22-11-2016.

Deb et al., **2000**. Kalyanmoy Deb, Amrit Pratap, Sameer Agarwal, og T. Meyarivan. *A Fast and Elitist Multi-Objective Genetic Algorithm: NSGA-II*, 2000. URL `http://www.iitk.ac.in/kangal/papers/tech2000001.ps.gz`. Besøgt d. 22-11-2016.

DHI, **2014**. DHI. *MOUSE Runoff Reference Manual*, 2014.

DHI Water & Environment, **2003**. DHI Water & Environment. *MOUSE surface runoff models, reference manual*, 2003.

DHI Water & Environment, **2011**. DHI Water & Environment. *MOUSE Pipe Flow, Reference Manual*, 2011.

Envidan, **2016**. Envidan. *Møde med Envidan*, 2016.

Field et al., **2001**. Richard Field, Elise Villeneuve, Mary K. Stinson, Nathalie Jolicoeur, Martin Pleau og Pierre Lavallée. *Get Real! Implementing real-time control schemes offers combined sewer overflow control for complex urban collection systems*. 2001. URL `https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=2000E6F6.txt`. Besøgt d. 30-11-2016.

Geodatabiblioteket, **2014**. Geodatabiblioteket. *AAUs server med geodatabiblioteket*, 2014.

Hašková, **2012**. Jaroslava Hašková. *Østerå*, 2012. URL `Mapio.net`. Besøgt d. 01-03-2017.

IDA, **2016**. IDA. *Opdatering af regnearket til Skrift 30 (oktober 2016)*, 2016. URL `https://universe.ida.dk/netvaerk/energi-miljoe-og-global-development/spildevandskomiteen/spildevandskomiteens-skrifter/`. Besøgt d. 06-03-2017.

Jensen, **2015**. David Getreuer Jensen. *Combining weather radar nowcasts and numerical weather prediction models to estimate short-term quantitative precipitation and uncertainty*, 2015.

Jensen et al., **2015**. David Getreuer Jensen, Søren Thorndahl, Jesper E. Nielsen og Michael R. Rasmussen. *Ensemble prediction of flow in urban drainage systems using the APUNowcaster*, 2015.

Kortforsyningen, **2015**. Kortforsyningen. *Geodatastyrelsen*, 2015. URL `http://kortforsyningen.dk`. Besøgt d. 01-03-2017.

Krüger A/S, **2015**. Krüger A/S. *Miljø og badevand – Reducer investeringsomkostninger og tag vare på miljøet*, 2015. URL `http://www.kruger.dk/krugeras/ressources/files/1/40569,Kruger_STAR_Utility-solutions_WWM_.pdf`. Besøgt d. 06-06-2017.

Krüger A/S, **2012**. Krüger A/S. *METSAM: MiljøEffektiv Teknologi til intelligent SAMstyring af spildevandssystemer*, 2012. URL `http://www.klimatilpasning.dk/media/707918/metsam.pdf`. Besøgt d. 06-06-2017.

Miljøministeriet, **2016**. Miljøministeriet. *Bekendtgørelse om krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet*, 2016. URL `https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=181969`. Besøgt d. 11-11-2016.

Miljøministeriet, **2013**. Miljøministeriet. *Forslag til vandplan - Hovedvandopland 1.2 Limfjorden*, 2013. URL `http://naturstyrelsen.dk/media/nst/66602/1_2_Limfjorden_VP.pdf`. Besøgt d. 11-11-2016.

Miljøstyrelsen, **1990**. Miljøstyrelsen. *Spildevandsforskning fra miljøstyrelsen: Bestemmelse af befæstet areal, Nr. 43 1992*, 1990.

Nielsen et al., **2013**. Jesper E. Nielsen, Søren Thorndahl og Michael R. Rasmussen. *Improving weather radar precipitation estimates by combining two types of radars*, 2013. URL `http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169809513003621`. Besøgt d. 11-04-2017.

Nielsen og Thorndahl, **2016**. Rasmus Nielsen og Søren Thorndahl. *MUFFIN: Multi-scale Urban Flood Forecasting Project Meeting, Aalborg 24 Nov. 2016*, 2016.

Reinhard, **2004**. Ronald E. Reinhard. *Radar for Meteorologists*. 2004. ISBN 978-0965800211.

Schutze et al., **2004**. Manfred Schutze, Alberto Campisano, Hubert Colas, Wolfgang Schilling og Peter A. Vanrolleghem. *Real time control of urban wastewater systems — where do we stand today?* 2004.

Spildevandskomiteen, **2005**. Spildevandskomiteen. *Skrift nr. 27: Funktionspraksis for afløbssystemer under regn*. 2005. URL `https://ida.dk/sites/prod.ida.dk/files/Skrift27Funktionspraksisforafl%C3%B8bssystemerunderregn.pdf`. Besøgt d. 02-12-2016.

Stevns Netavis, **2016**. Stevns Netavis. *DMI opgraderer vejrradaren på Stevns*, 2016. URL `http://stevns.netavis.nu/dmi-opgraderer-vejrradaren-paa-stevns/`. Besøgt d. 06-06-2017.

Thorndahl, **2008**. Søren Thorndahl. *Uncertainty assessment in long term urban drainage modelling*, 2008.

Thorndahl et al., **2014**. Søren Thorndahl, Jesper E. Nielsen og Michael R. Rasmussen. *Bias adjustment and advection interpolation of long-term high resolution radar rainfall series*, 2014. URL `http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169413008160`. Besøgt d. 25-04-2017.

Vaisala, **2010**. Vaisala. *Attenuation Correction of C-Band Weather Radars*, 2010. URL `http://www.vaisala.fi/Vaisala%20Documents/Application%20notes/WR-Attenuation-correction-Application%20note-B211010EN-A-LOW-v4.pdf`. Besøgt d. 04-06-2017.

Winther et al., **2011**. Leif Winther, Jens Jørgen Linde, H. Thorkild Jensen, Leo Lund Mathiasen og Niels Bent Johansen. *Afløbsteknik*. ISBN: 978-87-502-1015-3, 6. udgave, 1. oplag. Polyteknisk Forlag, 2011.

Del VI

Bilag

BILAG A

Simpel bassinmodel

Hver af de to styringsstrategier i projektet undersøges ved hjælp af en simpel bassinmodel. Opsætningen af bassinmodellen beskrives i det følgende.

Modellen tager ikke forbehold for initialtab og afstrømningstid for opland eller rørstrækning. Det er således en dynamisk model, hvor vandvolumen i bassinet kan beskrives vha. følgende udtryk:

$$V(t) = V(t - dt) + Q_{ind} \cdot dt - Q_{ud} \cdot dt \tag{A.1}$$

Hvor

$V(t)$	Vandvolumen i bassinet til tiden t [m^3]
t	Tiden [s]
dt	Tidsskridt [s]
$V(t)$	Vandvolumen i bassinet i foregående tidsskridt [m^3]
$Q_{ind}(t)$	Tilstrømning til bassinet til tiden t [m^3/s]
$Q_{ud}(t)$	Udledning for bassinet til tiden t [m^3/s]

Da der ikke tages forbehold for initialtab eller afstrømningstid, forudsættes det, at tilstrømningen til bassinet, $Qind$, er lig tilstrømningen til oplandet. Der tages ikke forbehold for tørvejrsafstrømningen. Dermed kan tilstrømningen til bassinet beskrives vha. følgende udtryk:

$$Q_{ind}(t) = R(t) \cdot F_{bef} \cdot \varphi \tag{A.2}$$

Hvor

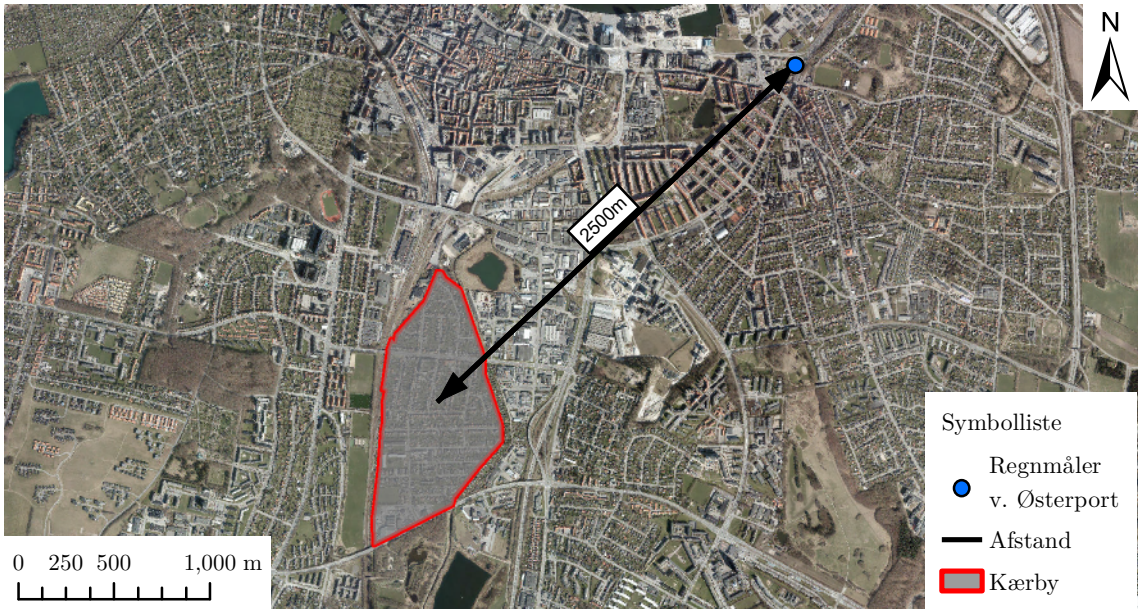
$R(t)$	Nedbør over opland til tiden t [m/s]
F_{bef}	Befæstet areal [m^2]
φ	Hydrologisk reduktionsfaktor [$-$]

BILAG B

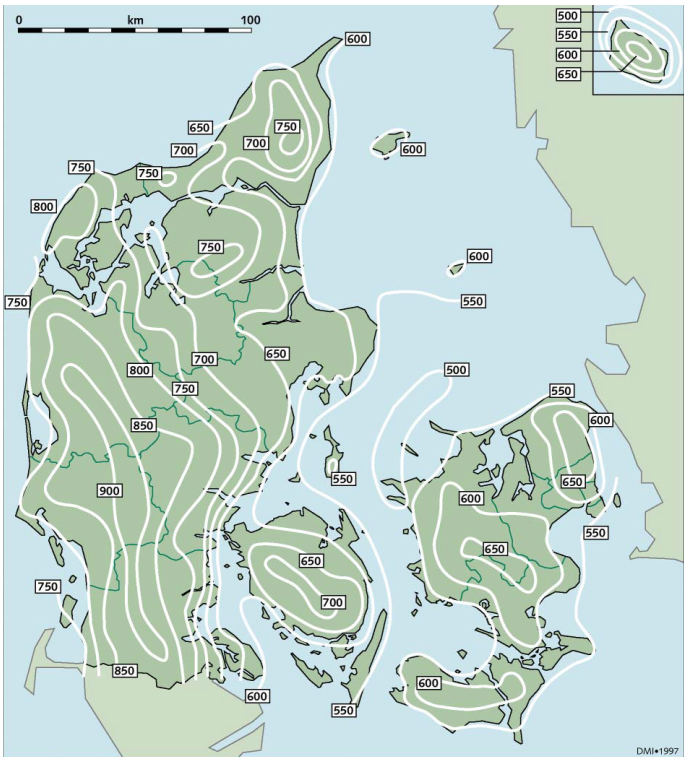
Regnmåler

Der anvendes en regnmåler placeret ved Østerport som randbetingelse for nedbør. Det er den regnmåler, der er tættest på Kærby afløbssystem, som analyseres i case 1, med en afstand på ca. 2500 m. Placeringen ses i figur B.1. Regnserien strækker tilbage til år 1990, og indeholder dermed næsten 27 års data.

Årsmiddelnedbøren for regnmåleren er ca. 550 mm/år over perioden ud fra dataserien. Dette er væsentligt lavere end den observerede regn nær Aalborg i periode 1961-1990, som ses i figur B.2 og er ca. 650 mm. Årsagen til denne afvigelse vides ikke, men det kan skyldes vindjustering.



Figur B.1: Regnmålerens placering.



Figur B.2: Observerede regn i periode 1961-1990.

B.1 Udvælgelse af ekstreme regnhændelser

Fra regnserien udvælges de ekstreme regnhændelser for at kunne analysere afløbssystemet, når det er størst belastet. Regnhændelserne udvælges ud fra regnmåleren ved Østerport.

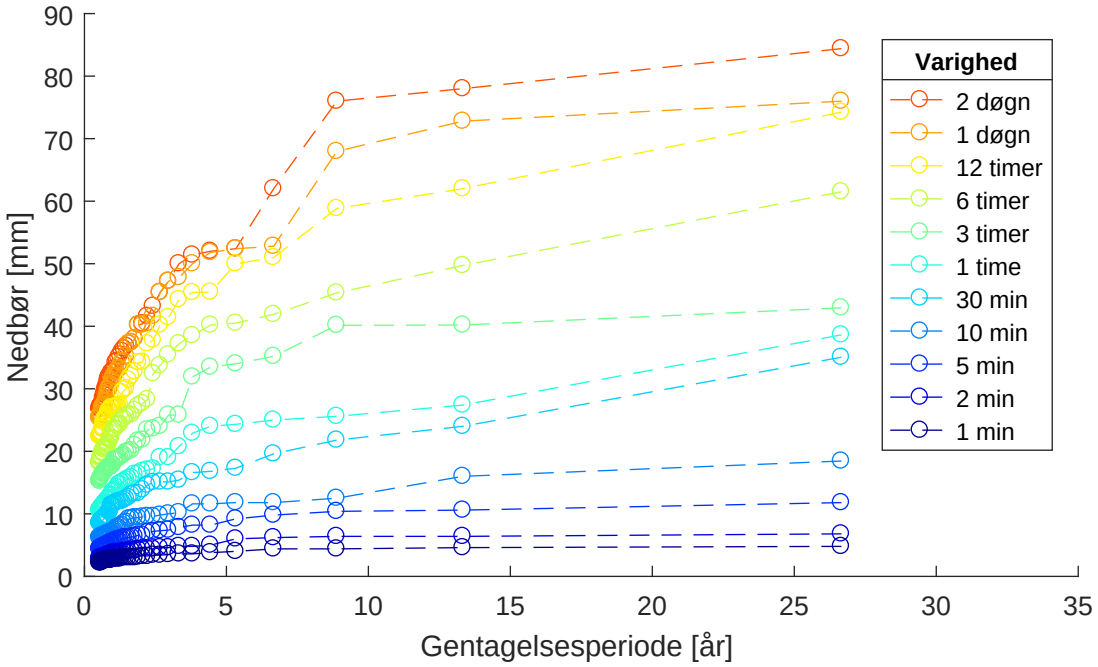
Både høj-intensive korte regnhændelser samt lange lav-intensive regnhændelser kan være kritisk forskellige steder i afløbssystemet. Derfor udvælges regnhændelserne iht. en middelintensitet indenfor forskellige varigheder.

De varigheder, der udvælges for, ses i tabel B.1. De svarer til varighederne, der anvendes til design af kasseregne. Der udvælges for hver varighed de regnhændelser med størst middelintensitet over varigheden.

Varighed
1 min.
2 min.
5 min.
10 min.
30 min.
1 time
3 timer
6 timer
12 timer
1 døgn
2 døgn

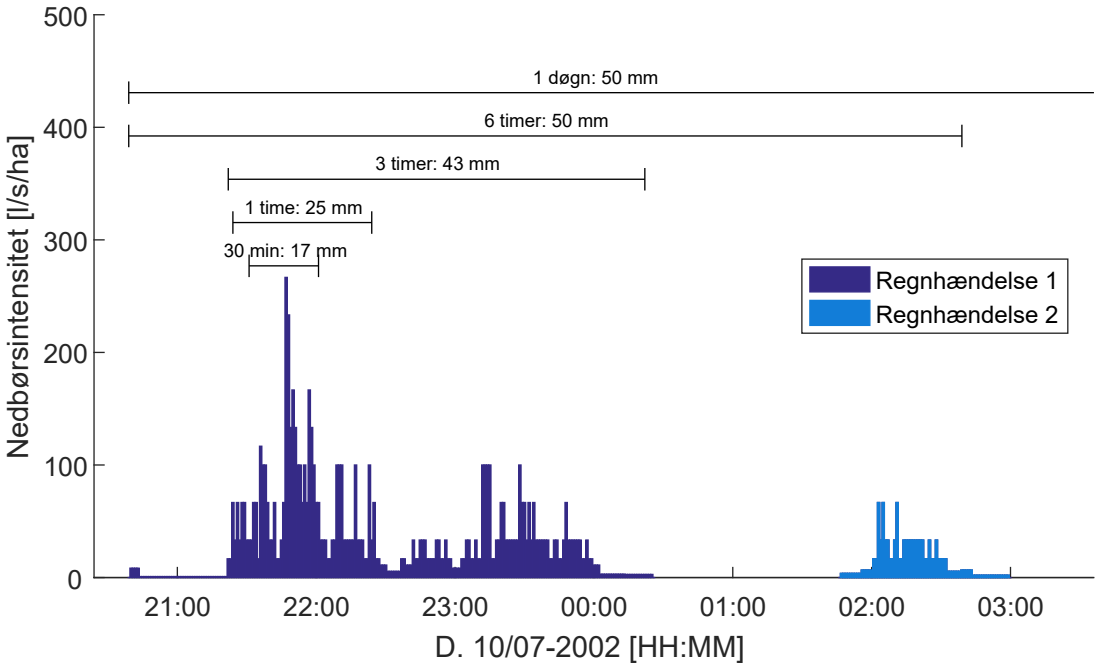
Tabel B.1: Varigheder, der udvælges regnhændelser for.

De udvalgte regnhændelser ses i figur B.3 iht. nedbør over varighed. Det ses som forventeligt, at større varigheder medfører større samlet nedbør og kortere varigheder har højere middelintensitet.



Figur B.3: Nedbør ved regnmåleren i forhold til nedbør over varighed.

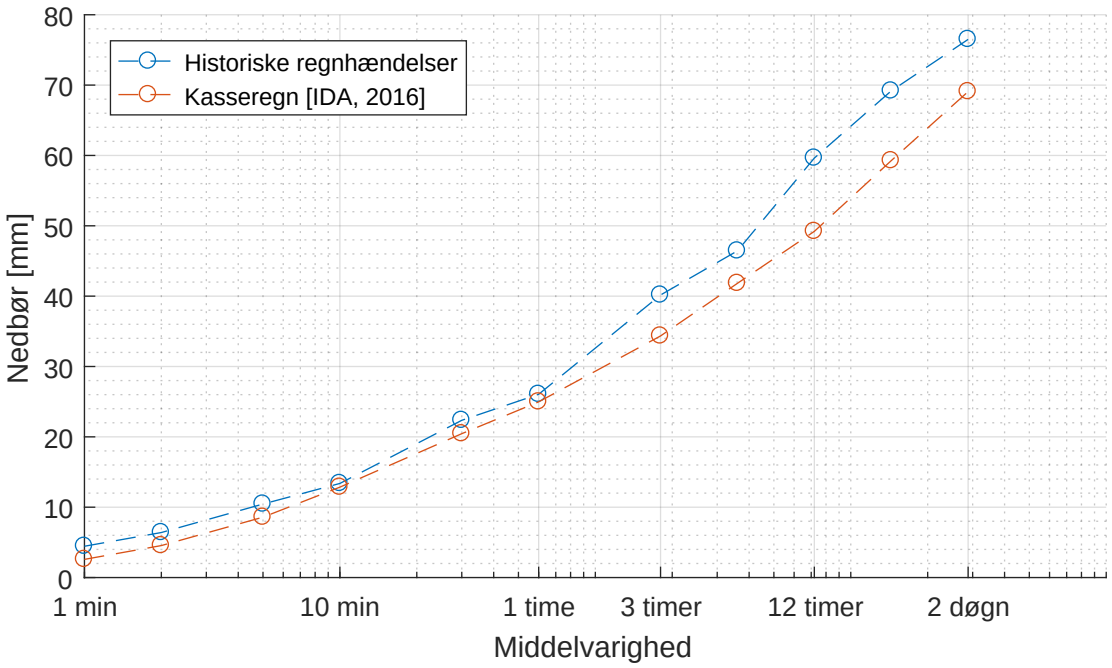
Én af de udvalgte regnhændelser ses i figur B.4. Denne regnhændelse er udvalgt, fordi den rangerer blandt de ti højeste middelintensiteter over 30 minutter, 1 time, 3 timer og 1 døgn. Det ses dermed, at der er et overlap mellem varighederne.



Figur B.4: Regnhændelse d. 10. juli, 2002.

Det bør bemærkes, at regnhændelser, hvor der kun er kort tørperiode imellem, kombineres. Dvs. regnhændelse 1 og 2 på figur B.4 betragtes som én regnhændelse.

En sammenligning mellem regnmåleren og kasseregn fra spildevandskomiteens skrift 30 ses i figur B.5 for en gentagelsesperiode på ti år. Kasseregnene er udregnet ud fra beregningsarket fra skrift 30. Det ses, at de historiske regnhændelser udvalgt fra regnmåleren iht. maksimal intensitet over varighed generelt opnår højere intensiter end kasseregnene. Det er usikkert, hvorfor dette er tilfældet, idet årsmiddelnedbøren for regnmåleren også er lav i forhold til årsmiddelnedbøren for området.



Figur B.5: Historiske regnhændelser i forhold til middelvarighed og nedbør sammenlignet med kasseregn for en gentagelsesperiode på ti år. Kasseregn fra [IDA, 2016].

BILAG C

Referencesystemet for styringsstrategi 2

Dimensionerne for det 7500 m^3 bassin, som anvendes til reference for analysen af styringsstrategi 2, ses i tabel C.1.

Bredde	50 m
Længde	50 m
Højde	3 m
Bundkote	0 m

Tabel C.1: Bassinets dimensioner.

Overløbskantens dimensioner ses i tabel C.2.

Bredde	30 m
Overløbskantkote	2,3 m

Tabel C.2: Bassinets dimensioner.

Det forudsættes, at det er et frit overløb, dvs. vandspejlet efter overløbet er under overløbskanten. Vandføringen over overløbet bestemmes dermed vha. følgende formel [DHI Water & Environment, 2011]:

$$Q_{weir} = B \cdot \sqrt{g} \cdot \left(\frac{2}{3 + K_c} \cdot H \right)^{\frac{3}{2}} \tag{C.1}$$

Hvor

Q_{weir}	Vandføring over overløbet [m^3/s]
B	Bredde af overløbskant [m]
g	Tyngdeaccelerationen, $g = 9{,}82\,m/s^2$
K_c	Energitabskoefficient for overløbskanten [−]
H	Vanddybde over overløbskant [m]

Overløbet forudsættes at være skarp-kantet. Derfor anvendes en energitabskoefficient for overløbskanten på $K_c = 0.5$.

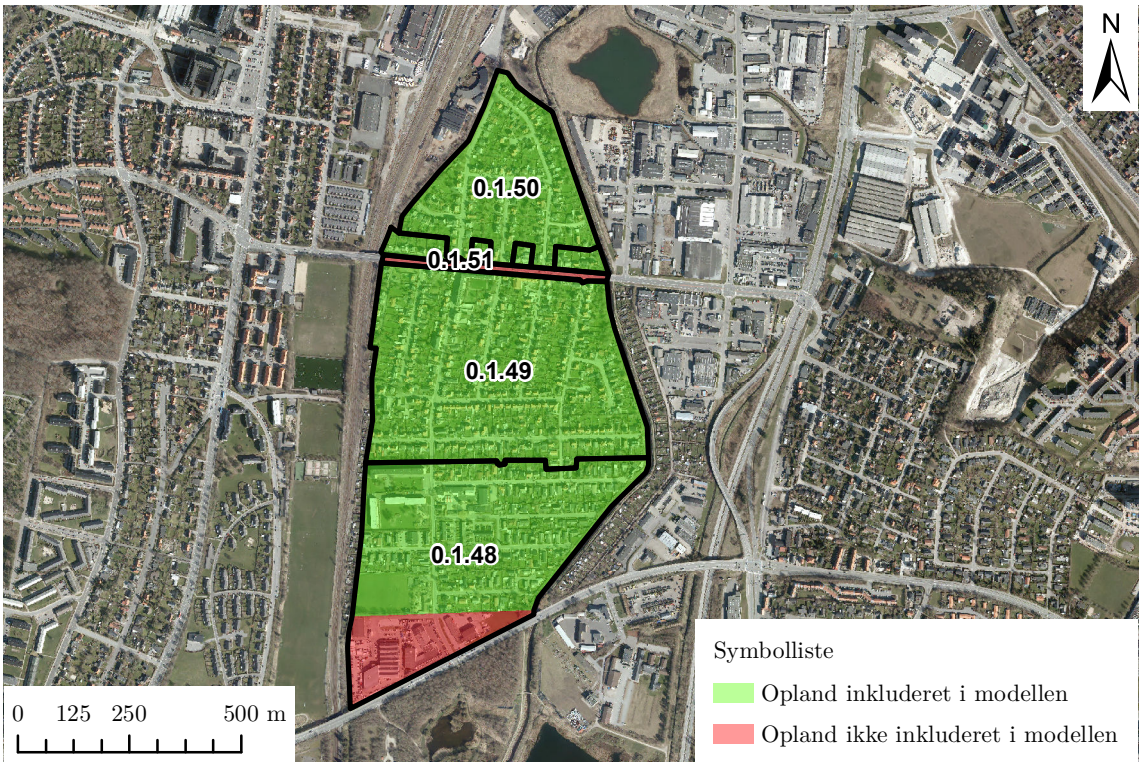
BILAG D

Ændringer i udleverede Mike Urban-model

Følgende ændringer er foretaget i Mike Urban-modellen udleveret af Envidan:

- Fjernet opland 0.1.51
- Fjernet sydlige, separatkloakerede del af opland 0.1.48
- Arealer i opland 0.1.48 tilkoblet 0.1.49 rettes til at være tilkoblet 0.1.48

De to oplande, der fjernes i modellen, ses på figur D.1. De to oplande har ikke betydning for udledning af opspædet spildevand fra de fælleskloakerede oplande og påvirkes ikke af realtidsstyringen. De fjernes derfor, for at reducere simuleringstiden.



Figur D.1: Oplande ikke inkluderet i Mike Urban-modellen.

BILAG E

Estimat af vandføring under tørvejr

På baggrund af niveaumålinger i pumpesumpene før overløbsbygværkerne udleveret af Envidan kan vandføringen under tørvejr estimeres.

Niveaumålingerne er målinger af vandspejlskote hvert andet minut i pumpesumpene for alle tre oplande. Der er i alt målinger over ti perioder svarende til en samlet tidsserie på 29 døgn.

Den afskærende ledningskapacitet er kendt for alle tre oplande, og den samlede pumpekørselstid (dvs. den totale tid pumpen er aktiv) kan beregnes, hvis der forudsættes, at der pumpes, når vandspejlet falder i pumpesumpen. Såfremt der ikke er overløb, er den gennemsnitlige afskærende vandføring lig den gennemsnitlige tilstrømning for pumpesumpen, hvis der analyseres over længere perioder.

Den afskærende vandføring og dermed tilstrømningen kan derfor beregnes med følgende formel:

$$Q_{m,pumpe} = Q_{m,tilstrømning} = t_{pumpe} \cdot Q_{pumpe} \tag{E.1}$$

Hvor

$Q_{m,pumpe}$	Den gennemsnitlige afskærende vandføring [l/s]
$Q_{m,tilstrømning}$	Den gennemsnitlige tilstrømning [l/s]
t_{pumpe}	Samlede pumpekørselstid [s]
Q_{pumpe}	Afskærende kapacitet [l/s]

I alle ti perioder er der målt regn i regnmåleren ved Østerport, hvilket derfor betyder, at tilstrømningen inkluderer både vandføring under tørvejr samt nedbør. For to af perioderne er nedbørsmængden dog mindre end 2,5 mm over tre døgn, hvilket vurderes ikke at have en væsentlig betydning for den samlede tilstrømning for perioden. Over de to perioder beregnes den samlede afskærende vandføring og dermed tilstrømning.

Den gennemsnitlige tilstrømning for de tre oplande ses i tabel E.1. Det bemærkes, at jf. tabel 6.4 side 48 modtager pumpesumpen ved Davids Allé den afskærende

vandføring fra Enggårdsgade, hvorfor dette er fratrukket den beregnede tilstrømning for at finde tilstrømningen fra kun Davids Allé.

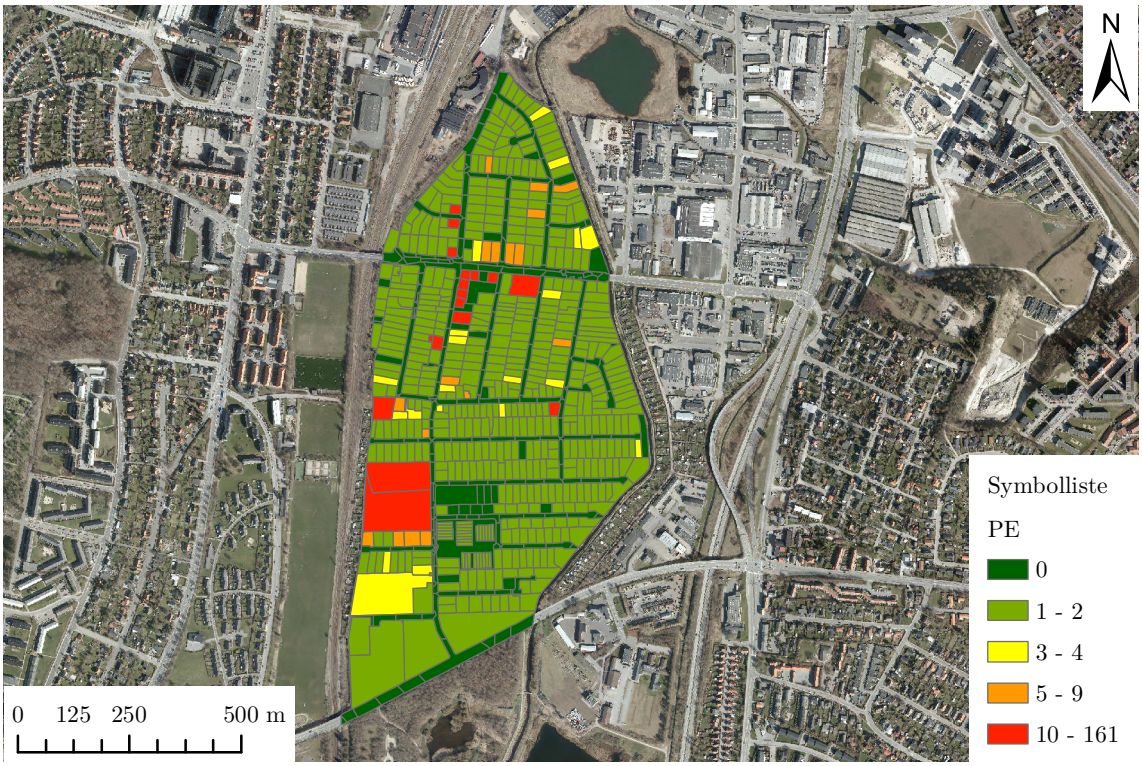
Opland	Tilstrømning [m^3/d]
Enggårdsgade	390
Davids Allé justeret	620
Kjærs Mølle Vej	690
Sammenlagt	**1700**

Tabel E.1: Gennemsnitlig tilstrømning over to tørvejrsperioder.

Den samlede tilstrømning inkluderer grundvandsindsivning samt spildevandsproduktion. Andelen af tilstrømningen, der udgør spildevand, kan estimeres på baggrund af antagelser for den gennemsnitlige borgers spildevandsproduktion og antal borgere i hvert opland.

Det daglige vandforbrug pr. døgn pr. person vurderes til 100l/PE/d [Winther et al., 2011]. Deloplandene tilsluttet hver kloakopland er inkluderet i den udleverede Mike Urban-model. Antal borgere per delopland kan estimeres vha. GIS, hvor antal adresser i hvert delopland er fundet på baggrund af data om Danmarks adresser fra [DAWA, 2016].

I alt er der 1922 borgere i Kærby [Aalborg Kommune, 2016] og 874 adresser, hvilket svarer til gennemsnitligt 2,2 borgere pr. adresse. Det forudsættes, at alle adresser har lige mange indbyggere. Dermed kan antal borgere per delopland analysers, og resultatet ses på figur E.1. Det ses, at der er en række deloplande med mange borgere, hvilket skyldes større lejlighedskomplekser.



Figur E.1: Antal borgere per delopland.

Spildevandsproduktionen opgjort pr. opland ses i tabel E.2.

Opland	Borgere [PE]	Spildevandsproduktion [m^3/d]
Enggårdsgade	602	60
Davids Allé reduceret	993	99
Kjærs Mølle Vej	327	33
Sammenlagt	**1922**	**192**

Tabel E.2: Spildevandsproduktion pr. opland.

Det ses, at spildevandsproduktionen kun udgør ca. 200 m^3/d af den totale tilstrømning på 1700 m^3/d, dvs. ca. 11 %. Resten vurderes at udgøre grundvandsindsivning.

Infiltrationsraten, dvs. indsivningen for hvert rør opgjort i meter rørlængde, beregnes ud fra den samlede længde af rør i modellen for hvert opland og ses i tabel E.3.

Opland	Grundvandsindsivning [m^3/d]	Infiltrationsrate [l/d/m]
Enggårdsgade	330	175
Davids Allé reduceret	520	145
Kjærs Mølle Vej	660	435
Sammenlagt	**1505**	**255**

Tabel E.3: Infiltrationsrate pr. opland.

E.1 Diskussion

Den store mængde grundvandsindsivning vurderes at skyldes et lavt terræn og højt grundvandsspejl i Kærby. 1505 m^3/d er dog meget højt.

Kærby afløbssystem dækker ca. 54 ha opland jf. tabel 6.1 side 46, hvoraf 54 ha − 14 ha = 40 ha er ubefæstet. Den årlige nedbør i regnmåleren ved Østerport Allé er ca. 630 mm, hvilket betyder, at den samlede nedbør i oplandet er $40 \cdot 10^4\,m^2 \cdot 0{,}63\,m = 25 \cdot 10^4\,m^3/år = 690\,m^3/d$. Dermed er den beregnede grundvandsindsivning en faktor tre større end nedbøren, og det er uden forbehold for evapotranspiration.

Dette kan betyde, at Kærby afløbssystem dræner fra vandløbene eller et større opland, eller den beregnede grundvandsindsivning er forkert. Det sidste vurderes mest sandsynligt. Usikkerheder i beregningen kan være kvaliteten af niveaumålingerne eller pumpens ydelse.

Der arbejdes dog videre med den beregnede grundvandsindsivning, idet der ikke foreligger bedre data for dette.

BILAG F

Kalibrering og validering af Kærby afløbssystem

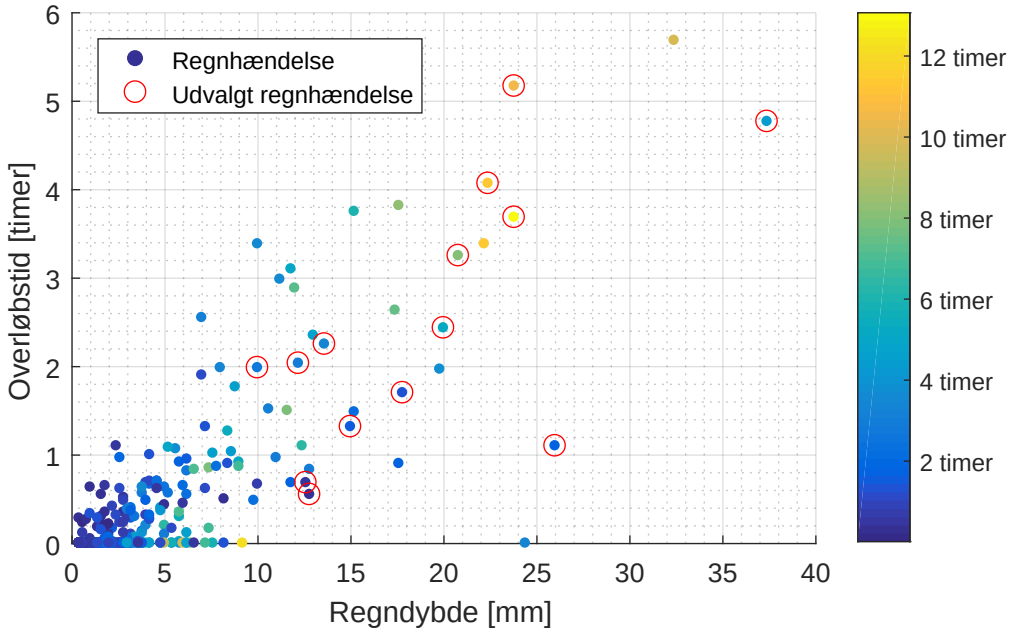
Den hydrologiske reduktionsfaktor kalibreres med henblik på at minimere afvigelser mellem model og virkelighed. Dernæst valideres modellen for at vurdere dens evne til at afspejle målinger.

Som datagrundlag for kalibreringen anvendes overløbsregistreringer i de tre fælleskloakerede overløb i Kærby, dvs. Enggårdsgade, Davids Allé og Kjærs Mølle Vej udleveret af Envidan. Overløbsregistreringerne udgør både antal overløb og samlet overløbstid per dag. Datagrundlaget strækker sig over en periode på fire år mellem 2010 og 2014.

Der kalibreres derfor efter overløbstid. Kalibreringsparametret, hydrologisk reduktionsfaktor, er dog en faktor, der direkte påvirker de tilførte vandmasser til systemet. Idet vandføringen over overløbsbygværket ikke er direkte proportionel med overløbstiden (som følge af ændrende trykforskel), er det derfor ikke sikkert, at modellen er i stand til at beskrive de tilførte vandmasser korrekt. Derfor valideres modellen senere efter ON/OFF-data for pumpen efter overløbsbygværket, således dette kan kontrolleres.

Modellen kalibreres ud fra 17 udvalgte regnhændelser. Alle regnhændelser i perioden 2010-2014 ses i figur F.1. De udvalgte regnhændelser er markeret med en rød ring. Regnhændelserne er udvalgt på baggrund af følgende kriterier:

1. Lang overløbstid
2. Høj regndybde
3. Regnhændelse forekommer udelukkende i perioden mellem to overløbsregistreringstidspunkter
4. Regnhændelsen har medført overløbsregistrering i alle tre overløbsbygværker

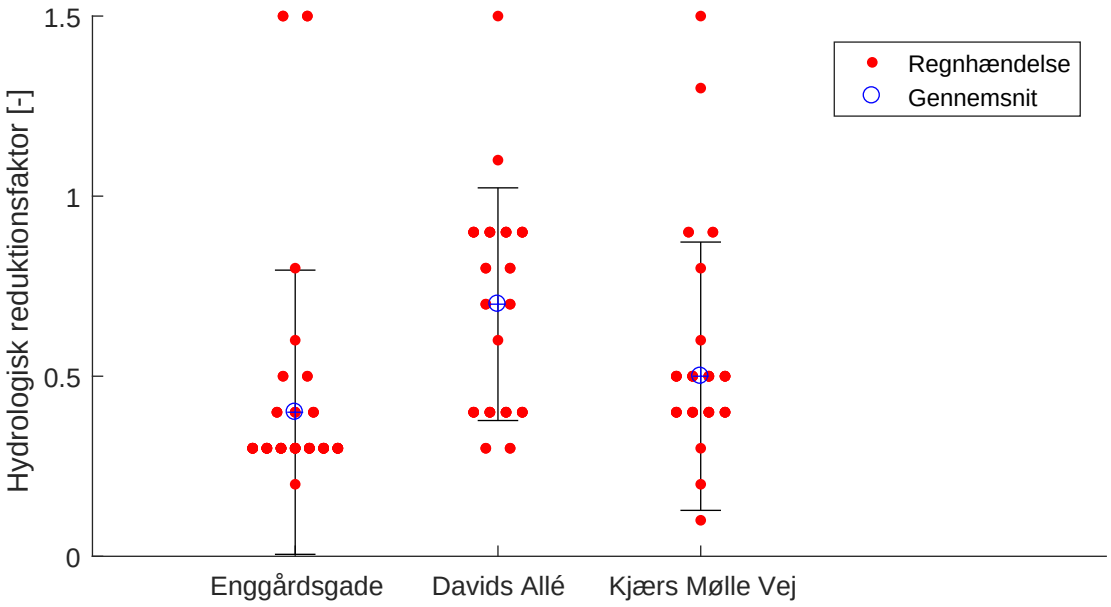


Figur F.1: Alle regnhændelser i perioden 2010-2014 samt de regnhændelser udvalgt til kalibering. Farvebaren til højre markerer regnhændelsens varighed.

Der foretages en simulering af afløbssystemet for hver enkelt regnhændelse med hydrologiske reduktionsfaktorer mellem 0 og 1,5. For alle regnhændelser sammenlignes overløbstiden i modellen med overløbsregistreringerne for samme dag, hvorefter den hydrologiske reduktionsfaktor, der medfører mindst afvigelse, kan afgøres.

F.1 Resultater

Resultatet af kalibreringen ses i figur F.2 per regn. De sorte streger angiver standardafvigelsen, den blå cirkel angiver medianen for alle regnhændelser, og de røde cirkler angiver hver regnhændelse. Røde cirkler placeret ved siden af hinanden repræsenter antallet af regnhændelser, der opnår samme hydrologisk reduktionsfaktor.



Figur F.2: De mest optimale hydrologiske reduktionsfaktorer per opland og regnhændelse.

Medianen af hydrologisk reduktionsfaktor for alle regnhændelserne ses i tabel F.1. Det ses, at den hydrologiske reduktionsfaktor er mellem 0,4 og 0,7 for de tre oplande.

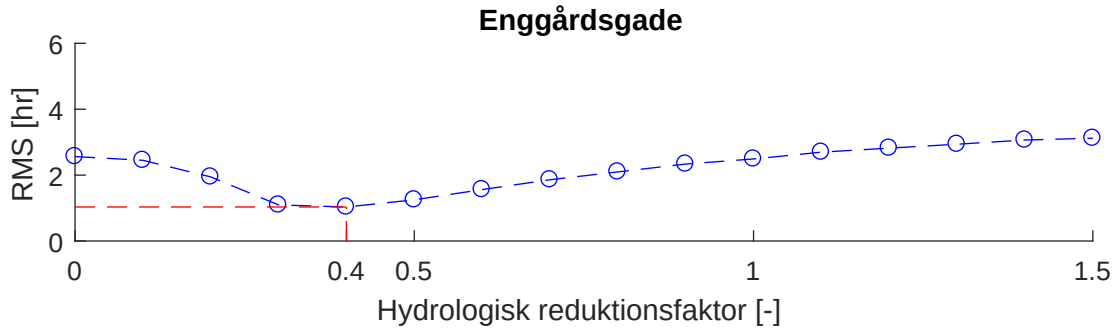
Opland	Hydrologisk reduktionsfaktor [−]
Enggårdsgade	0,4
Davids Allé	0,7
Kjærs Mølle Vej	0,5

Tabel F.1: De hydrologiske reduktionsfaktorer, der medfører mindste afvigelser for hver regn.

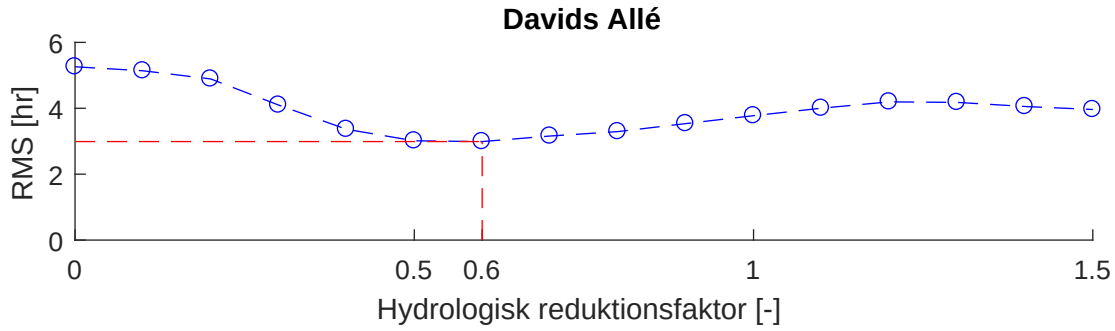
Da medianen for hver regnhændelse er anvendt, er hver regnhændelse vægtet ens. Derfor beregnes RMSE (Root Mean Square Error) for hver enkelt opland og hydrologisk reduktionsfaktor, således den hydrologiske reduktionsfaktor, der medfører mindst samlet afvigelse mellem model og overløbsregistreringer, kan udvælges.

F.1.1 RMSE

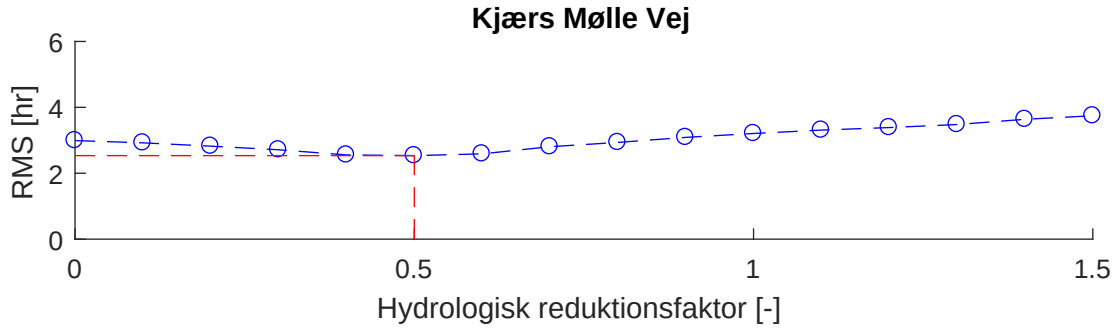
RMSE-værdien for hver enkelt opland i henhold til hydrologisk reduktionsfaktor ses i figurene F.3, F.4 og F.5. Det ses, at kun Davids Allé opnår en hydrologisk reduktionsfaktor forskellig fra tabel F.1. Der anvendes derfor værdierne angivet i tabel F.1 fremover i projektet.



Figur F.3: RMSE for Enggårdsgade i henhold til hydrologisk reduktionsfaktor.



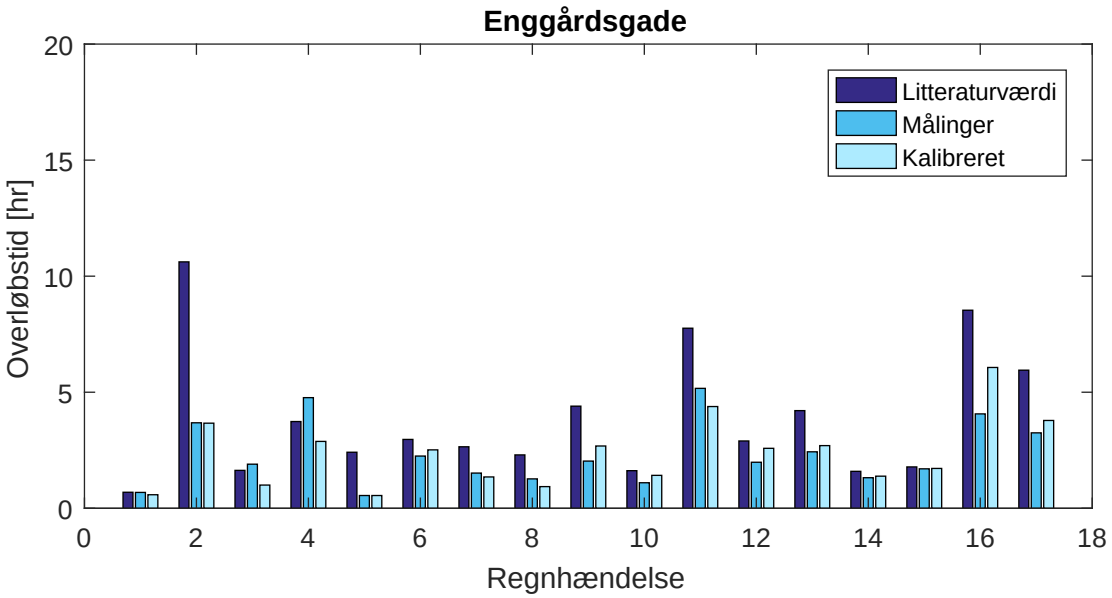
Figur F.4: RMSE for Davids Allé i henhold til hydrologisk reduktionsfaktor.



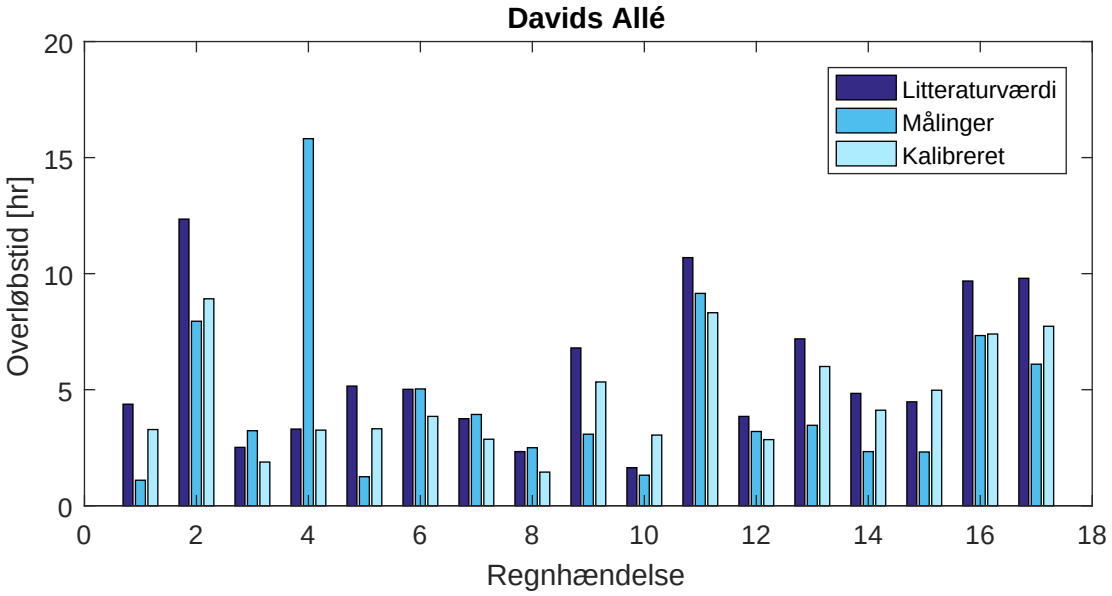
Figur F.5: RMSE for Kjærs Mølle Vej i henhold til hydrologisk reduktionsfaktor.

F.1.2 Sammenligning mellem model og målinger

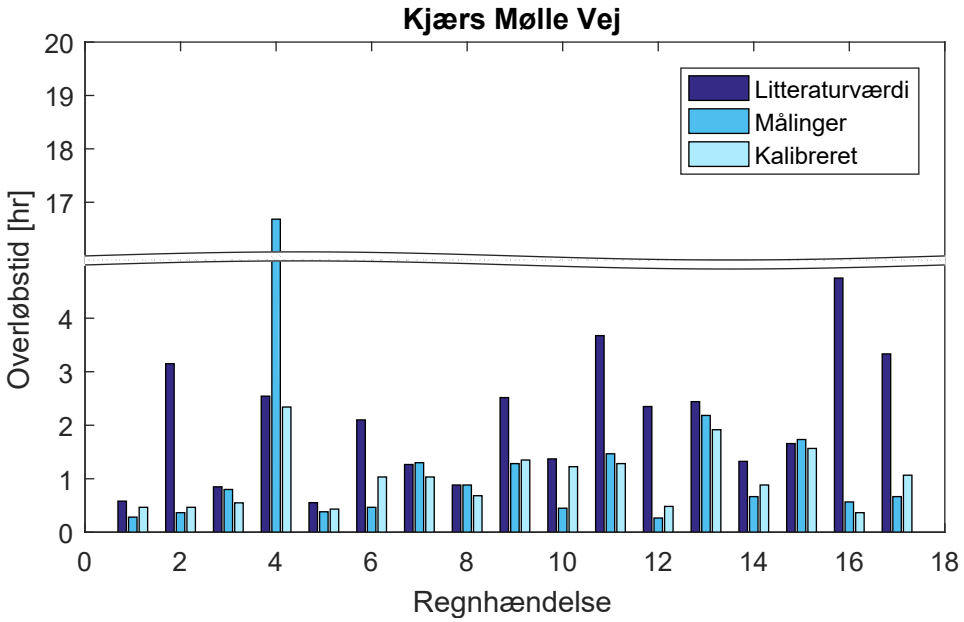
Overløbstiden for hver enkelt regnhændelse fra overløbsregistreringerne sammenlignes med modelresultaterne, hvilket ses i figur F.6, F.7 og F.8. Dette er også sammenlignet med en model, hvor der anvendes en hydrologisk reduktionsfaktor på 0,9, hvilket er standardværdien i Mike Urban 2014.



Figur F.6: Overløbstid ved Enggårdsgade for hver enkelt regnhændelse fra overløbsregistreringer sammenlignet med modelresultater med en hydrologisk reduktionsfaktor svarende til 0,9 og den kalibrerede hydrologiske reduktionsfaktor.



Figur F.7: Overløbstid ved Davids Allé for hver enkelt regnhændelse fra overløbsregistreringer sammenlignet med modelresultater med en hydrologisk reduktionsfaktor svarende til 0,9 og den kalibrerede hydrologiske reduktionsfaktor.



Figur F.8: Overløbstid ved Kjærs Mølle Vej for hver enkelt regnhændelse fra overløbsregistreringer sammenlignet med modelresultater med en hydrologisk reduktionsfaktor svarende til 0,9 og den kalibrerede hydrologiske reduktionsfaktor.

Det ses, at modellen med de kalibrerede hydrologiske reduktionsfaktorer generelt afspejler overløbsregistreringerne bedre end standardværdien på 0,9.

Det vurderes, at den kalibrerede model afspejler målingerne tilfredsstillende. Derfor kalibreres ikke yderligere, og der anvendes fremover i projektet de hydrologiske reduktionsfaktorer angivet i tabel F.1.

F.1.3 Diskussion

De optimerede hydrologiske reduktionsfaktorer sammenlignes med andre studier.

Litteraturværdier for den hydrologiske reduktionsfaktor og initialtabet fremgår af tabel F.2.

	Hydrologisk reduktionsfaktor [−]
Miljøstyrelsen [1990]	0,7 - 0,9
Winther et al. [2011]	0,7 - 0,8
DHI Water & Environment [2003]	0,9

Tabel F.2: Litteraturværdier for den hydrologiske reduktionsfaktor og initialtab.

For andre studier af sammenhængen mellem nedbør og afstrømning er der fundet hydrologiske reduktionsfaktorer mellem 0,42 og 0,60, vurderet på baggrund af fire danske byer [Thorndahl, 2008].

Det ses dermed, at oplandene opnår værdier, der generelt er lavere end litteratur-

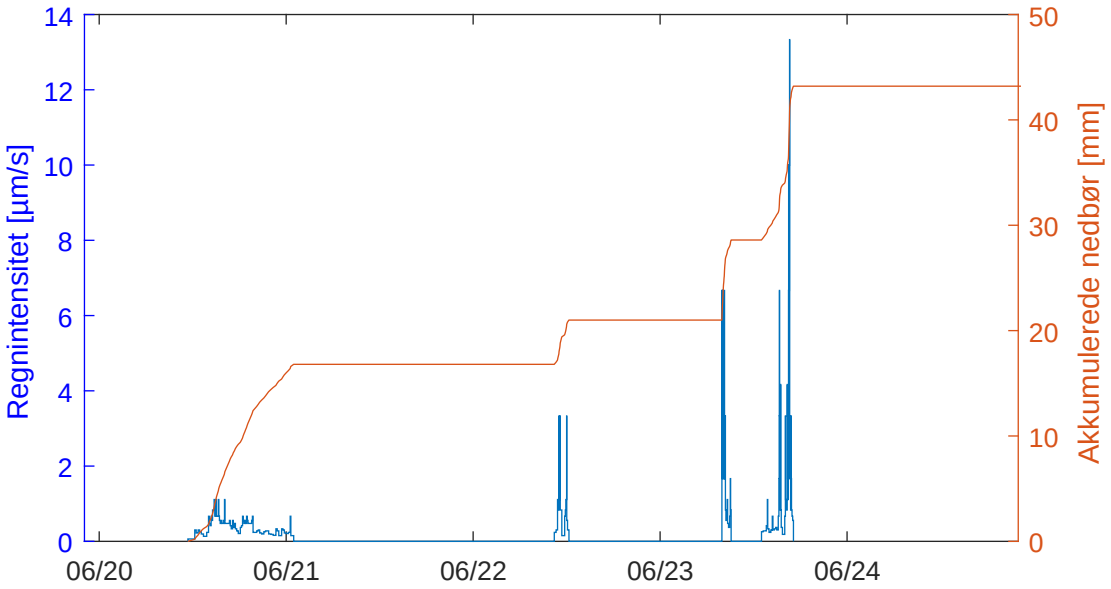
værdierne, men afspejler værdierne af de fire danske byer.

F.2 Validering

Den kalibrerede model valideres vha. ON/OFF-data for overløbspumperne placeret efter overløbsbygværket. Idet pumpernes ydelse er kendt, kan den samlede vandvolumen, der pumpes, estimeres, således dette kan sammenlignes med den pumpede vandvolumen i den kalibrerede model.

ON/OFF-datasættet er udleveret af Envidan og dækker en periode over fem dage, hvor der samlet er faldt 42 mm regn. Datasættet udgør en værdi, der beskriver, hvorvidt hver pumpe er aktiv, hvert fjerde minut.

Regnen, der simuleres, ses på figur F.9. Regnhændelsen forekom i år 2016, så datasættet for overløbsregistreringerne indeholder ikke regnen.



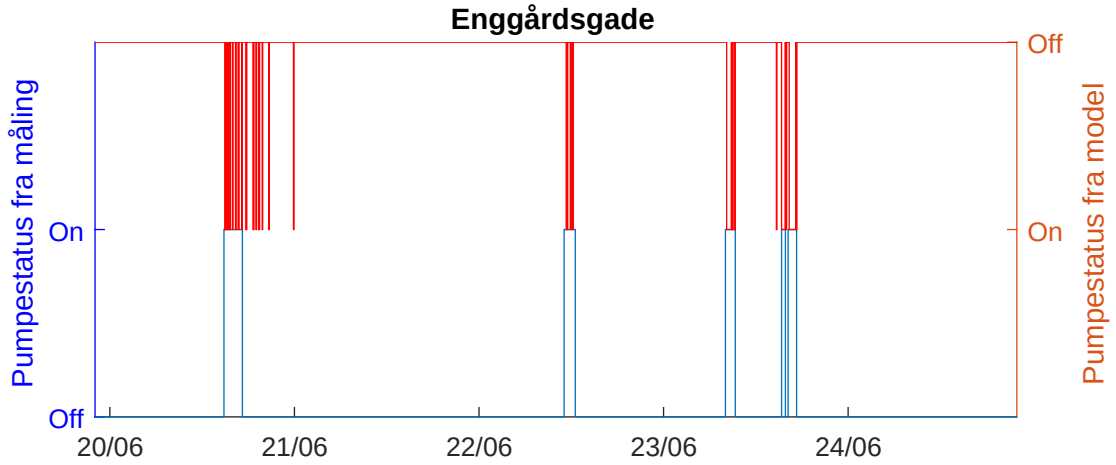
Figur F.9: Valideringsregnen.

F.2.1 Pumpetid

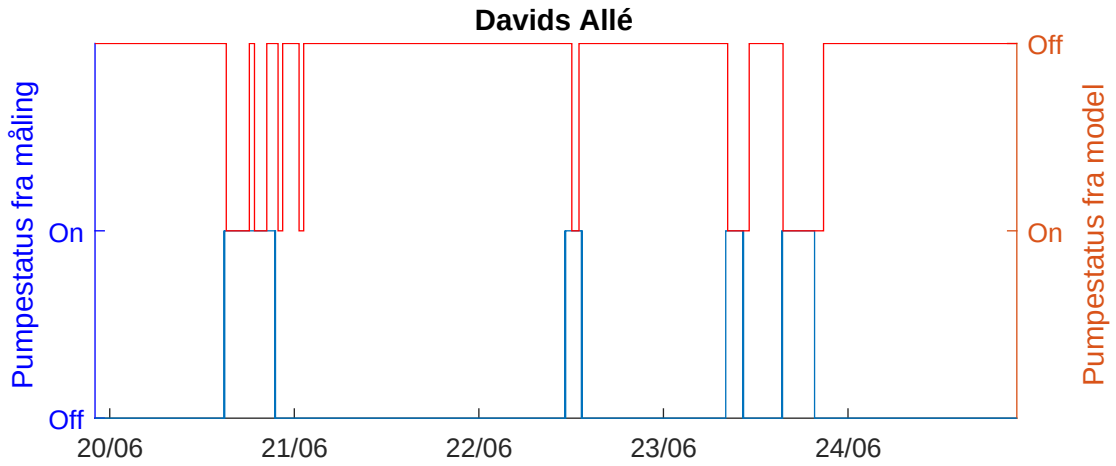
Datasættet for de tre pumper sammenlignes med modelresultaterne for pumperne. Dette ses i figur F.10, F.11 og F.12 for de tre oplande, hvor datasættet er vist til venstre og modelresultater til højre. På grund af, at pumperne ved Enggårdsgade og Kjærs Mølle Vej skifter mellem aktiv til ikke-aktiv, er det ikke tydeligt at se, hvorvidt de er aktiv i samme perioder.

Det ses dog, at ved Kjærs Mølle Vej er der i alt fire overløbshændelser i modellen sammenlignet med kun to overløbshændelser i datasættet. Det ses samtidig, at for alle tre overløbsbygværker er pumpen aktiv i modellen, efter pumpen er stoppet

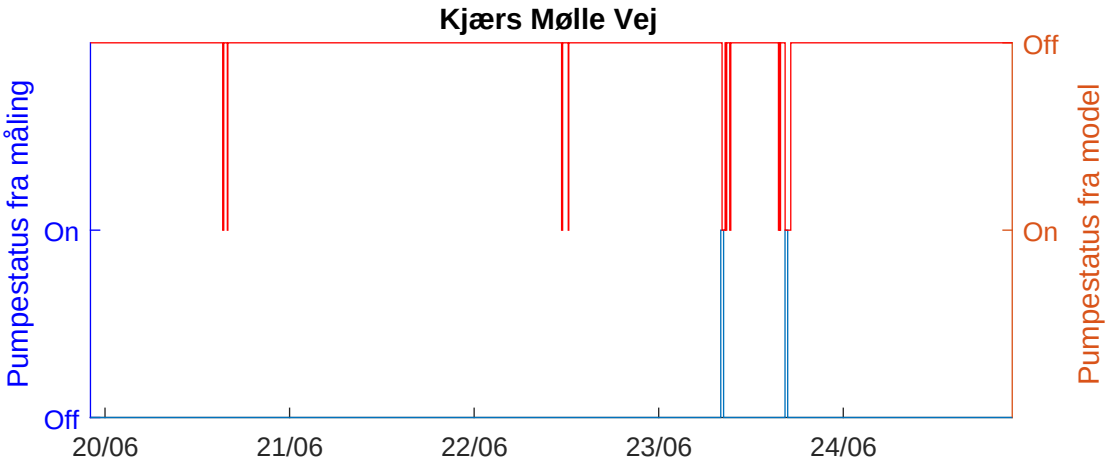
efter overløbsbygværket. Dette kan skyldes en længere koncentrationstid i modellen i både afløbsmodellen og overflademodellen eller et højere initaltab.



Figur F.10: Pumpestatus fra datasættet sammenlignet med modelresultater for Enggårdsgade.



Figur F.11: Pumpestatus fra datasættet sammenlignet med modelresultater for Davids Allé.



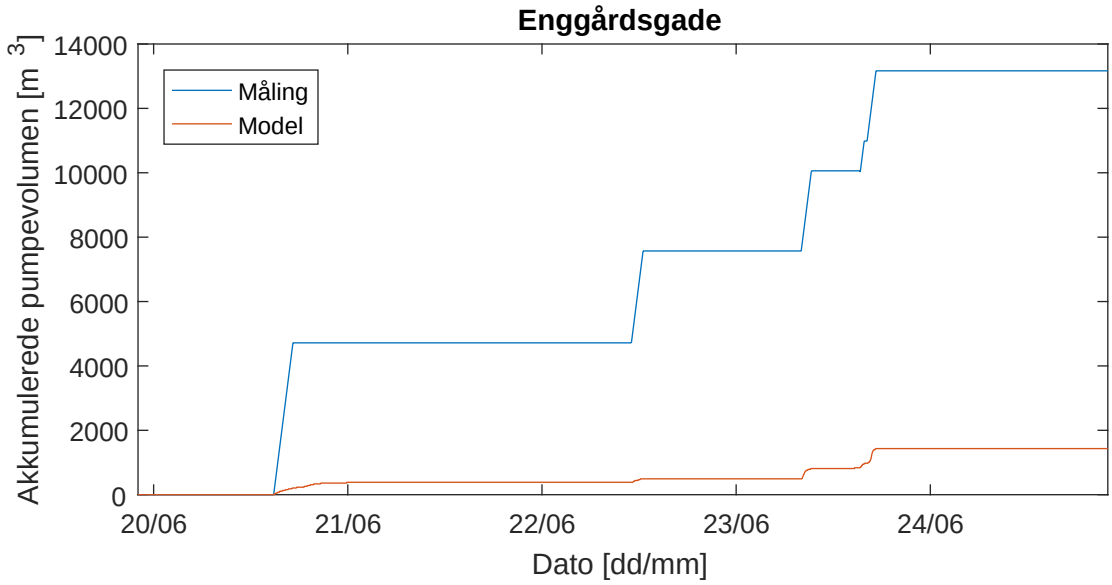
Figur F.12: Pumpestatus fra datasættet sammenlignet med modelresultater for Kjærs Mølle Vej.

F.2.2 Pumpevolumen

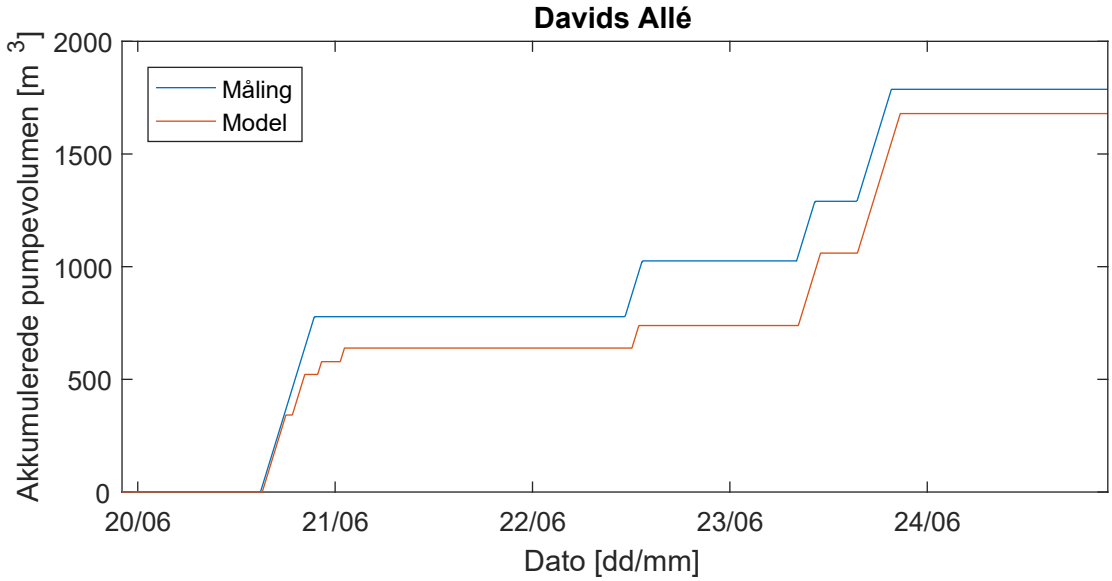
ON/OFF-datasættet omregnes til en pumpeydelse ved at antage konstant vandføring i de fire minutters intervaller svarende til kapaciteten af pumperne angivet i Mike Urban-modellen. Dette datasæt kan således sammenlignes med modelresultater for pumperne, så afvigelsen mellem model og målinger for den pumpede volumen kan vurderes. Sammenligningen ses i figur F.13, F.14 og F.15.

For pumperne ved Davids Allé og Kjærs Mølle Vej afspejler modelresultaterne det omregnede datasæt godt. Der er kun minimal forskel i samlede pumpevolumen mellem datasæt og modelresultater. På trods af, at modellen angiver to overløbshændelser i starten af regnhændelsen, som ikke er afspejlet i datasættet, overestimerer den til gengæld de to næste overløbshændelser, således den samlede pumpevolumen opnår en værdi tilsvarende datasættet.

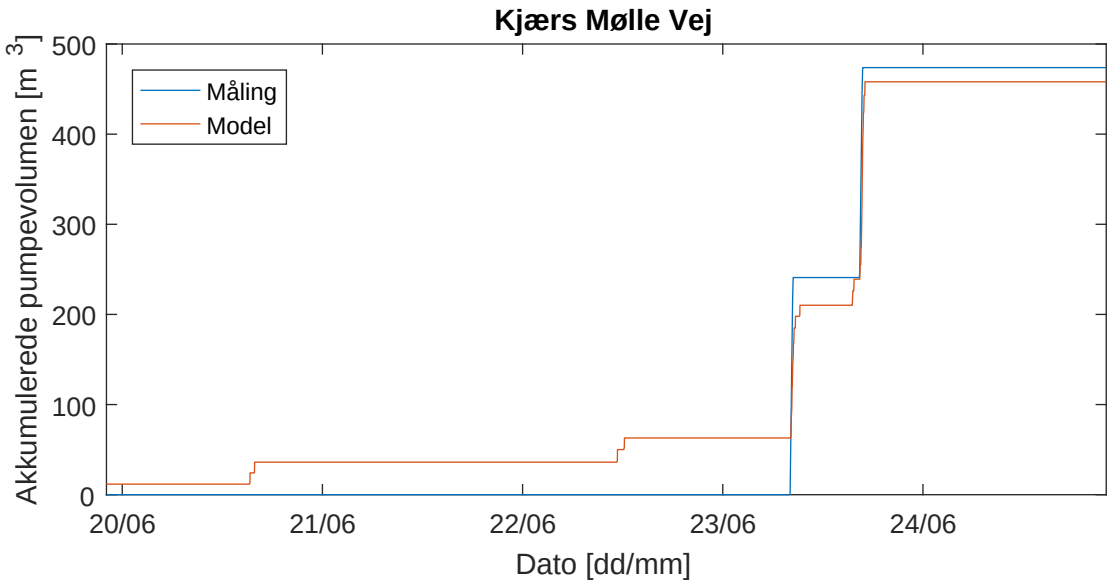
Modsat angiver det omregnede datasæt for pumpen ved Enggårdsgade værdier væsentligt højere end modelresultaterne og en samlet pumpevolumen væsentligt højere end for de to andre pumper. Det ses dermed her, at modelresultaterne ikke afspejler det omregnede datasæt.



Figur F.13: Akkumulerede pumpevolumen fra datasættet sammenlignet med modelresultater for Enggårdsgade.



Figur F.14: Akkumulerede pumpevolumen fra datasættet sammenlignet med modelresultater for Davids Allé.



Figur F.15: Akkumulerede pumpevolumen fra datasættet sammenlignet med modelresultater for Kjærs Mølle Vej.

En simpel konservativ beregning af den tilførte vandvolumen til opland Enggårdsgade ses i tabel F.3 og er ca. 4000 m^3. Dermed angiver det omregnede datasæt en samlede pumpevolumen for Enggårdsgade, der er større end den samlede tilførte vandvolumen i perioden med en faktor tre. Det vurderes derfor, at det omregnede datasæt for Enggårdsgade ikke afspejler virkeligheden.

Befæstet sareal	6 ha
Hydrologisk reduktionsfaktor	0,4
Reduceret areal	2,5 ha / 25 000 m^2
Akkumuleret nedbør	43 mm
Akkumuleret regnvand	1035 m^3
Tørvejsvandføring	390 m^3/d
Tørvejsvandføring i hele perioden	1950 m^3
Samlet vandvolumen	3985 m^3

Tabel F.3: Konservativ beregning af tilført vandvolumen til opland Enggårdsgade.

Årsagen til den høje pumpevolumen kan skyldes flere ting. Omregningen fra overløbstid til pumpevolumen tager udgangspunkt i de angivne pumpekapaciter angivet i Mike Urban-modellen, hvilket kan være forkerte. Samtidig kan datasættet være fejlbehæftet, eller den tidslige opløsning på datasættet kan være utilstrækkeligt.

Samlet set vurderes det, at den kalibrerede model kan beskrive både overløbstid og overløbstid tilstrækkeligt. Kun ved pumpen ved Enggårdsgade er der en væsentlig forskel mellem datasættet og modelresultater, og dette vurderes at skylde fejl i datasættet eller sammenligningen frem for fejl i modellen. Det vurderes derfor, at modellen er kalibreret, så den kan beskrive overløbene tilstrækkeligt til anvendelse i projektet.

BILAG G

Analyse af radarkvalitet

Radarobservationerne over Frejlev sammenlignes med de to regnmålere placeret i Frejlev for at analysere radarens evne til at estimere nedbør. Da de rå radarobservationer ikke er biasjusteret, udføres en justering iht. regnmålingerne, før de sammenlignes med regnmåleren.

Radarobservationerne over Frejlev biasjusteres iht. de to regnmålere placeret i Frejlev for at reducere afvigelsen mellem radarobservationer og regnmåler.

Det ses på figur 8.2 side 79, at de to regnmålere dækker to radarpixels. Det er derfor dette sæt, der biasjusteres. Der anvendes en timebaseret MFB-justering (Mean Field Bias), da denne metode viser bedste præstation ifølge [Thorndahl et al., 2014].

G.1 Timebaseret MFB-justering

MFB-justering af radarobservationer er en liniær korrektion af regnintensiteten i radarobservationerne iht. regnmålere. Radarobservationerne justeres således, at den akkumulerede nedbør over et tidsperiode for radaren svarer til den akkumulerede nedbør i regnmåleren over samme tidsperiode. Korrektionen af radarobservationerne ses i formel (G.1).

$$R_{MFB}(x,y,t) = B(t) \cdot R(x,y,t) \tag{G.1}$$

Hvor

$R_{MFB}(x,y,t)$	Biasjusteret regnintensitet i koordinat (x,y) til tiden t [µm/s]
$B(t)$	Bias til tiden t [-]
$R(x,y,t)$	Radarobserveret regnintensitet i koordinat (x,y) til tiden t [µm/s]

Biaset udregnes som forholdet mellem akkumulerede nedbør i regnmåleren og rada-

robservationen. Dette er udtrykt i formel (G.2).

$$B(\tau+\Delta\tau)=\frac{\sum_{n=1}^{N}\left(\sum_{t=\tau}^{t+\Delta t}(G(n,t))\cdot\Delta t_g\right)}{\sum_{n=1}^{N}\left(\sum_{t=\tau}^{t+\Delta t}(R(n,t))\cdot\Delta t_r\right)} \tag{G.2}$$

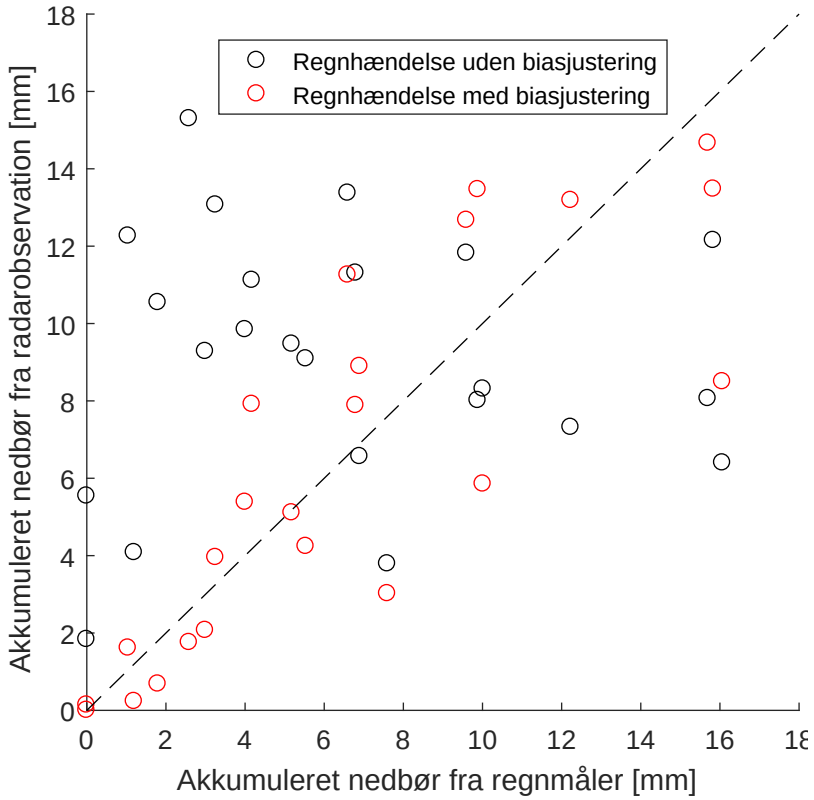
Hvor

$B(\tau+\Delta\tau)$	Bias over tidsintergralet $\Delta\tau$ [-]
τ	Tid [min]
$\Delta\tau$	Tidsintegrale, for timebaseret MFB $\Delta\tau = 60\,\text{min}$
N	Antal regnmåler-radarpixel par [-]
$G(n,t)$	Regnintensiteten i regnmåler n til tiden t [µm/s]
Δt_g	Tidsopløsning af regnmålerdata, $\Delta t = 1\,\text{min}$
$R(n,t)$	Regnintensiteten i radarpixel n til tiden t [µm/s]
Δt_r	Tidsopløsning af radardata, $\Delta t = 10\,\text{min}$

Alle 23 regnhændelser i datasættet biasjusteres efter timebaseret Mean Field Bias. Den akkumuleret nedbør per regnhændelse ses i figur G.1 med og uden biasjustering sammenlignet med regnmåleren. Det ses, at biasjusteringen medfører en betydelig reduktion i afvigelse mellem regnmåler og radar.

G.2 Sammenligning af akkumuleret nedbør

Den samlet nedbør observeret i pixel 1 for alle 23 regnhændelser er 203 mm før biasjustering og 155 mm efter biasjustering. Biasjusteringen har dermed medført en reduktion i samlet nedbør på ca. 24 %. Den samlede nedbør målt i regnmåleren placeret i samme pixel over samme periode er 143 mm.



Figur G.1: Akkumuleret nedbør per regnhændelse for regnmåler, radarobservation og MFB-justerest radarobservation.

Nash-Sutcliffes modeleffektivitets-koefficient anvendes som udtryk for afvigelsen mellem radar og regnmåler. Koefficienten udregnes vha. følgende formel:

$$E = 1 - \frac{\sum_{n=1}^{N}\left(\sum_{t=1}^{\Delta t_e}(R_{MFB}(n,t))\cdot\Delta t_r - \sum_{t=1}^{\Delta t_e}(G(n,t))\cdot\Delta t_g\right)^2}{\sum_{n=1}^{N}\left(\sum_{t=1}^{\Delta t_e}(G(n,t))\cdot\Delta t_g - \frac{1}{N}\cdot\sum_{n=1}^{N}\left(\sum_{t=1}^{\Delta t_e}(G(n,t))\cdot\Delta t_g\right)\right)^2} \tag{G.3}$$

Hvor

E	Nash-Sutcliffes modeleffektivitets-koefficient [-]
Δt_e	Regnhændelsens varighed [min]

Koefficienten kan være indenfor et interval på $-\infty$ til 1. En værdi på 1 betyder, at nedbøren fra radarobservationer er fuldstændig lig nedbøren fra regnmåleren. Koefficienten ses i tabel G.1, hvor det ses, at MFB-justering har medført en betydelig reduktion i afvigelse mellem radarobservationer og regnmåler iht. akkumuleret nedbør.

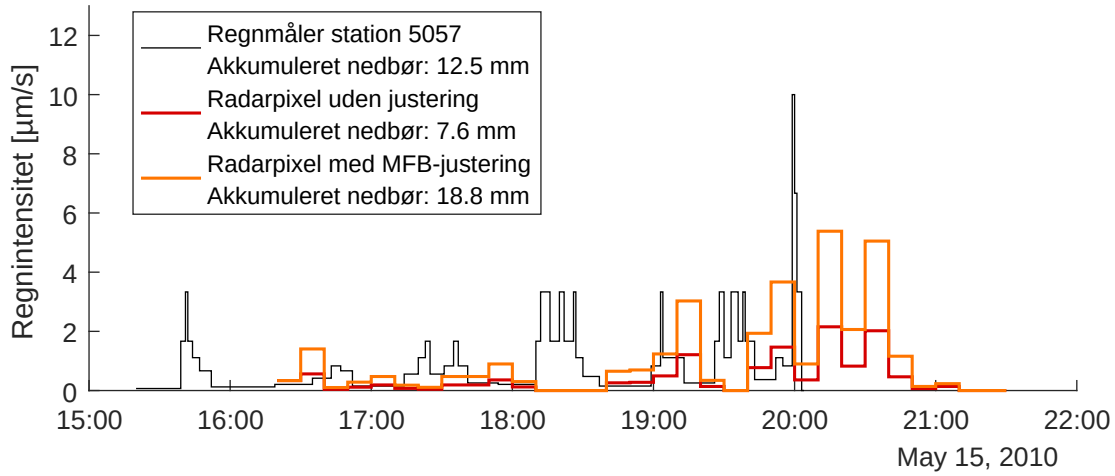
	Uden biasjustering	Med MFB-justering
E	−0,71	0,68

Tabel G.1: Nash-Sutcliffes modeleffektivitets-koefficient for radarobservationerne med og uden biasjustering.

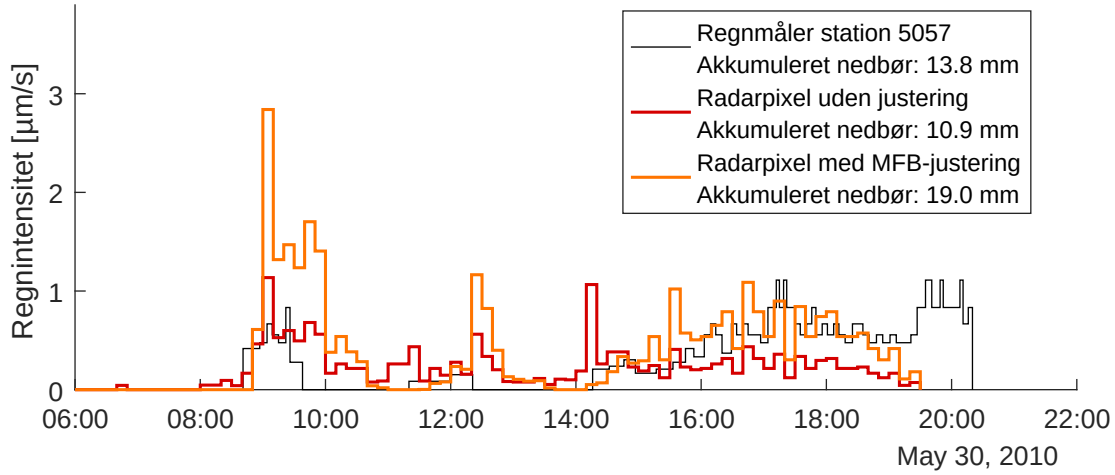
G.3 Sammenligning for udvalgte regnhændelser

Der udvælges fire af de 23 regnhændelser, hvor den biasjusteret radarobservation sammenlignes med regnmåleren i samme pixel. De fire regnhændelser ses i figur G.2 til G.5. Det ses, at bias-justeringen generelt har medført forbedringer mht. den totale regndybde for hver regnhændelse. Det ses dog også, at radarobservationerne selv med biasjustering har problemer med at beskrive nedbørsmønstret. Eksempelvis angiver radaren for regnhændelse d. 19. august, 2010, ingen nedbør for den første time af regnhændelsen.

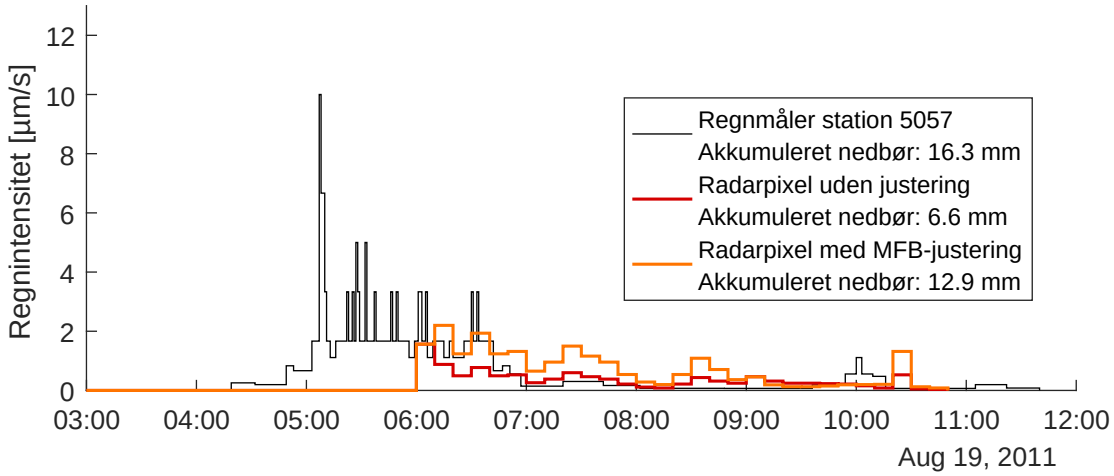
Samtidig har radarobservationerne svært ved at beskrive peaks i nedbør. Udfordringen ved peaks er, at data forud for peak'et ofte ikke er egnet til at biasjustere til peak'et. Der ses derfor stor afvigelse i peakværdier for regnintensitet mellem radar og regnmåler.



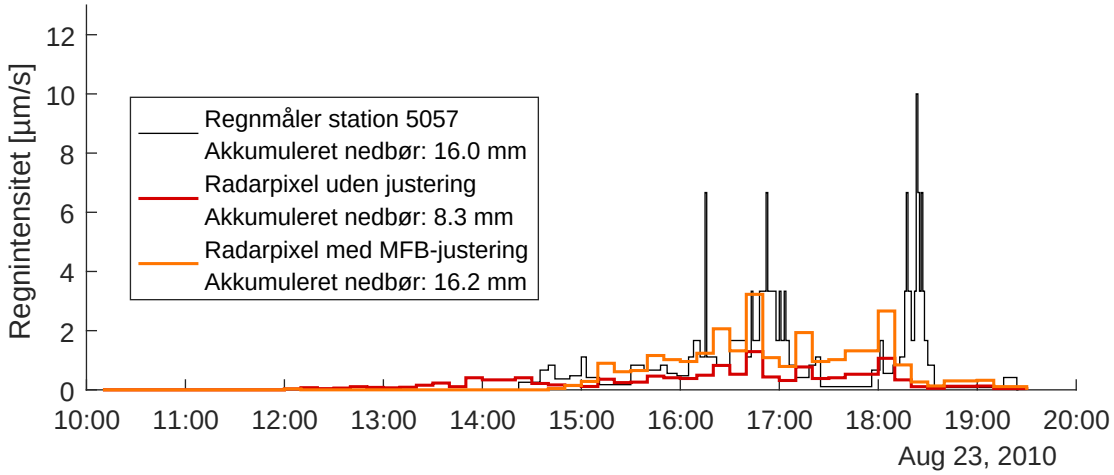
Figur G.2: Regnhændelse d. 15. maj, 2010.



Figur G.3: Regnhændelse d. 30. maj, 2010.



Figur G.4: Regnhændelse d. 19. august, 2010.



Figur G.5: Regnhændelse d. 23. august, 2010.

Det kan konkluderes, at selv med biasjustering er der væsentlige afvigelser mellem regnmåler og radarobservationer. Der kan være flere årsager til, hvorfor radarobservationerne præsterer dårligt når sammenlignet med en regnmåler. Derfor gennemgås følgende fem forskellige mulige årsager:

G.4 Usikkerheder i radarobservationer

Stedslig opløsning

De tre radarpixels fra C-bånds-radaren dækker hver et areal på $2000 \times 2000\,\mathrm{m}$. Til sammenligning har en regnmåler et åbningsareal under $0{,}1\,\mathrm{m}^2$ ([Reinhard, 2004] angiver 0,03 til $0{,}07\,\mathrm{m}^2$). Der er dermed en forskel i opløsning i en størrelsesorden af over 50 millioner.

Dette betyder, at der kan være en stor forskel i regnmålerdata og radardata. Forskellen i opløsning bør også medføre, at regnmåleren er påvirket af større udsving

i nedbør, såfremt observationer fra en radarpixel repræsenterer en middelintensitet over pixelstørrelsen.

Det bør derfor forventes, at en regnmåler måler højere maks. regnintensiteter under en regnhændelse.

Samtidig måler regn radar et stykke over jordoverfladen, hvor en regnmåler er placeret nede bå jorden. Pga. påvirkninger fra vind kan en regndråbe dermed bevæge sig et stykke fra der, hvor regndråben er målt.

Tidslig opløsning

C-bånds-radaren måler med en tidsopløsning på 10 minutter. Det betyder, at hver radaren tager et øjebliksbillede hver 10. minut. Der er dermed ingen kendskab til nedbøren mellem hver radarbillede. Til sammenligning har en regnmåler en opløsning på 0,2 mm.

En analyse af den nordlige regnmåler i Frejlev har vist, at tiden mellem to vippe gennemsnitligt varer 16 minutter under en regnhændelse. Ved højere regnintensiteter stiger dog frekvensen af vippe, hvormed opløsningen også forøges.

Signaldæmpning

Når elektromagnetisk stråling går igennem et medium. Atmosfæren, skyer, nedbør, hagl og sne dæmper alle signalet. Dæmpningsgraden er afhængig af mediet, hvor nedbør, hagl og sne dæmper væsentligt. Dæmpningsgraden er afhængigt af bølgelængden, hvor kortere bølgelængde medfører større signaldæmpning.

Som følge af dette er en X-bånds-radar udsat for ca. 7 gange mere signaldæmpning end en C-bånds-radar. [Vaisala, 2010]

Radarsignaler bør derfor korrigeres for signaldæmpning. Dette gøres ved at behandle signalet således, at refleksionen længere væk overestimeres og refleksion ved kortere afstand underestimeres. Korrigering af signaldæmpning fra nedbør kan dog være besværligt, idet det kræver kendskab til nedbørsintensiteten i realtid.

Signaldæmpning betyder dermed, at radaren er dårligere til at estimere nedbør længere væk fra radarens placering, og den præsterer dårligere ved kraftig nedbør.

Signalforstyrrelse / signalblokering

Ofte er radarsignalet blokeret af terræn, bygninger, trækfugle o.l. Dette kan medføre både forstyrrelser i signalet eller forkerte målinger.

Signalblokering fra terræn og bygninger kan korrigeres for på samme vis som for signaldæmpning ved at hæve målinger fra områder, der er delvist blokeret, igennem signalbehandling.

G.4.1 Effekten af stedslig og tidslig opløsning

Effekten af den stedslige og tidslige opløsning kan undersøges nærmere, da Frejlev indeholder to regnmålere.

Afstanden mellem de to regnmålere er ca. 1 km. Da en radarpixel dækker 2×2 km, vurderes det, at variationen i nedbør mellem de to regnmålere bør være sammenlignelig til variationen i nedbør over en radarpixel.

Derfor sammenlignes den nordlige regnmåler med den sydlige regnmåler og radarpixel 1 biasjusteret og ikke-biasjusteret, for at vurdere hvorvidt den geografiske variation i nedbør forårsager afvigelsen mellem radar og regnmåler.

Der vurderes kun på baggrund af maksimal regnintensitet for hver regnhændelse samt akkumulerede nedbør over hver regnhændelse. Nash-Sutcliffes modeleffektivitetskoefficient beregnes for hver sammenligning.

NSMK-værdierne for sammenligningen ses i tabel G.2. Det ses, at den geografiske variation i nedbør ikke forårsager store afvigelser i maksimal regnintensitet. Det ses samtidig, at biasjusteringen ikke medfører en forbedring i evnen til at beskrive maksimal regnintensitet når sammenlignet med regnmåleren.

For samlet nedbør per regnhændelse ses det, at den geografiske variation i nedbør tilsyneladende medfører en stor afvigelse mellem de to regnmålere. Den store afvigelse er dog udelukkende pga. regnhændelse nummer 8, som er en byge, der ikke er detekteret på den sydlige regnmåler. Fjernes denne regnhændelse fra datasættet, stiger NSMK for samlet nedbør til 0,9.

Det vurderes dermed sammenlagt, at den geografiske variation i nedbør ikke har en stor betydning for radarens præstation til at afspejle regnmålerdata.

	Nordlig regnmålers korrelation med:		
	Sydlig regnmåler	**Nordlig radarpixel**	**Nordlig radarpixel (Biasjusteret)**
Maks. intensitet, $E =$	0,9	−0,42	−0,49
Samlet nedbør, $E =$	0,58	−0,66	0,46

Tabel G.2: Nash-Sutcliffes modeleffektivitets-koefficient for sammenligning mellem den nordlige regnmåler og sydlig regnmåler, nordlig radarpixel med og uden biasjustering.

For at undersøge effekten af en tidslige opløsning på 10 minutter udføres en sammenligning af den nordlige regnmåler med sig selv, men den tidslige opløsning for den ene af de to tidsserie ændres til 10 minutter. Det betyder, at den maksimale

regnintensitet samt samlet nedbør per regnhændelse for den ene regnmåler bliver bestemt på baggrund af regmålerdata, hvor der anvendes målinger med 10 minutters mellemrum.

Da radardatasættet både har grov stedslig og tidslig opløsning, gentages denne sammenligning imellem den nordlige regnmåler med virkelig tidsopløsning og den sydlige regnmåler med 10 minutters opløsning, for at vurdere den samlede effekt af stedslig og tidslig opløsning. Resultaterne af sammenligningen ses i tabel G.3.

Det ses, at NSMK-værdien reduceres væsentligt ved en opløsning på 10 minutter. Dette skyldes sandsynligvis både, at høje intensiteter under regnhændelser er kortvarige, og det største tab i opløsning sker ved høje intensiterer, hvor vippe forekommer hyppigt, hvormed regnmålerens virkelige opløsning er høj.

Modsat har den tidslige opløsning en mindre effekt på den samlet nedbør for hver regnhændelse. En tidslig opløsning på 10 minutter vurderes dermed ikke at have stor betydning for C-bånds-radarens evne til at bestemme den samlede nedbør.

	Nordlig regnmålers korrelation med:	
	Nordlig regnmåler m. 10 min. opløsning	**Sydlig regnmåler m. 10 min. opløsning**
Maks. intensitet, $E =$	0,71	0,64
Samlet nedbør, $E =$	0,93	0,83

Tabel G.3: Nash-Sutcliffes modeleffektivitets-koefficient for sammenligning mellem den nordlige regnmåler og sydlig regnmåler med fiktiv 10 minutters opløsning. Regnhændelse nummer 8 er frasorteret, da den ikke blev detekteret på den sydlige regnmåler.

Sammenlagt kan det konkluderes, at den sydlige regnmåler med 10 minutters opløsning og 1000 meters afstand er bedre til at repræsentere nedbøren i den nordlige regnmåler end radardatasættet. Det vurderes dermed, at den tidslige og stedslige opløsning ikke alene er tilstrækkeligt til at forklare den store afvigelse mellem radar og regnmåler.

Afvigelsen skyldes dermed én eller flere af de andre usikkerheder omkring radarobservationer, herunder signaldæmpning, signalblokering, Z-R-faktorer og vindpåvirkning.

BILAG H

Analyse af nowcast-kvalitet

Nowcasts for regnhændelserne sammenlignes med den observerede nedbør for at analysere kvaliteten af nowcasts.

Kvaliteten af nowcasts vurderes på baggrund af følgende to kriterier:

1) Forudsigelse af korte perioder med høj regnintensitet
2) Forudsigelse af regnvolumener over længere perioder

Nowcasts sammenlignes i denne analyse kun med observeret radardata, således kun nowcastens præstation vurderes. Sammenligningen foretages samtidig kun for én pixel, hvilket er pixel 1 som vist i figur 8.2 side 79.

Nash-Sutcliffes modeleffektivitets-koefficient (NSMK) og Root Mean Square Error (RMSE) anvendes som udtryk for afvigelsen mellem den observeret og nowcastet regnintensitet. Root Mean Square Error udregnes igennem følgende formel:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(R_{obs} - R_{nowcast})}{n}} \tag{H.1}$$

Hvor

$RMSE$	Root Mean Square Error [l/s/ha]
R_{obs}	Observeret regnintensitet [l/s/ha]
$R_{nowcast}$	Nowcastet regnintensitet [l/s/ha]
n	Antal regnhændelser [-]
i	Regnhændelseindeks [-]

Nash-Sutcliffes modeleffektivitets-koefficient udregnes igennem følgende formel:

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n}(R_{obs} - R_{nowcast})^2}{\sum_{i=1}^{n}(R_{obs} - \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} R_{obs})^2} \tag{H.2}$$

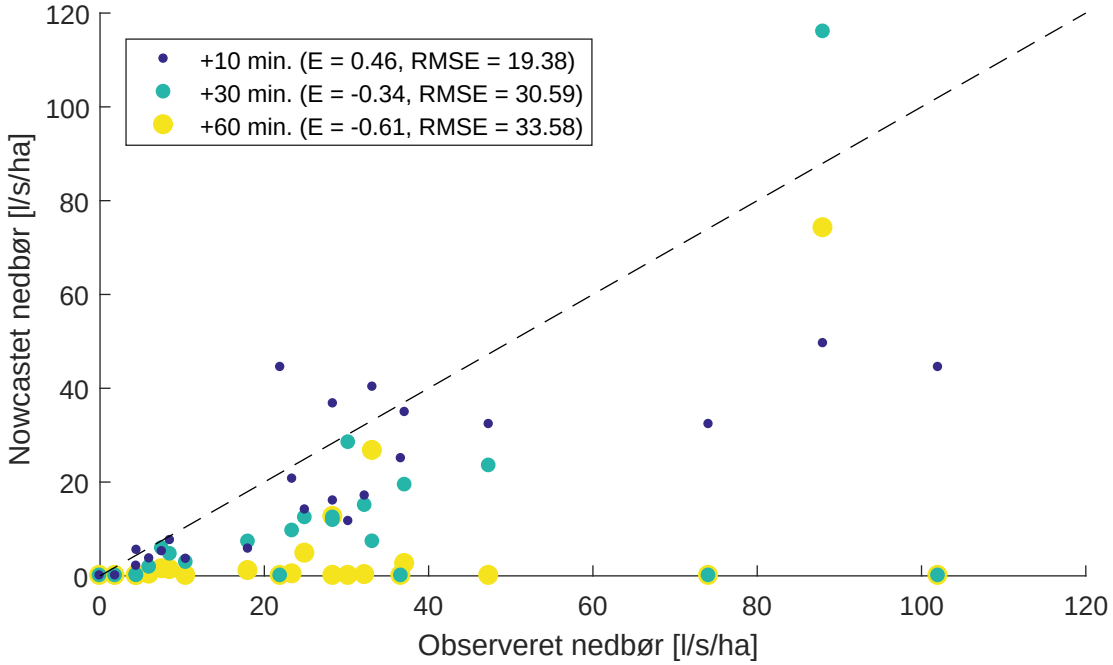
Hvor

E	Nash-Sutcliffes modeleffektivitets-koefficient [−]

H.1 Forudsigelse af korte perioder med høj regnintensitet

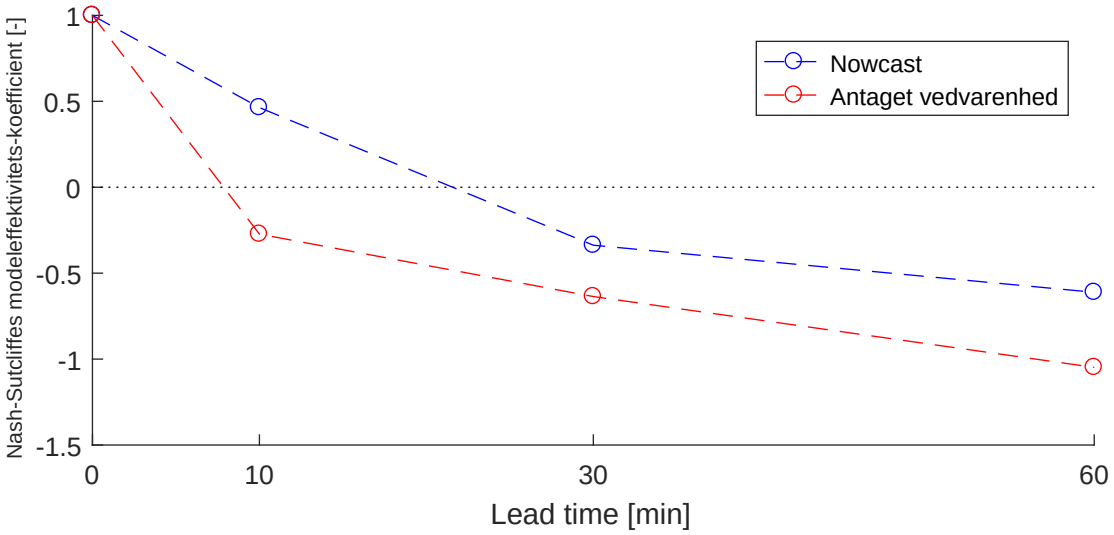
Det undersøges, hvorvidt nowcasts er i stand til at forudsige den højeste regnintensitet for hver regnhændelse. For hver regnhændelse sammenlignes derfor den højeste regnintensitet fra nedbørsobservationerne med den nowcastet regnintensitet til samme tidspunkt.

Figur H.1 viser sammenligningen for alle tre lead times. Det ses, at +10 minutters lead time præsterer bedst mht. både NSMK og RMSE. Det bemærkes dog, at for de seks hændelser med højest regnintensitet underestimerer nowcasteren intensiteten. For lead times på 30 og 60 minutter er der flere af regnhændelserne, hvor der nowcastes ingen regn. Det ses samtidig, at NSMK er under 0 for de to lead times.



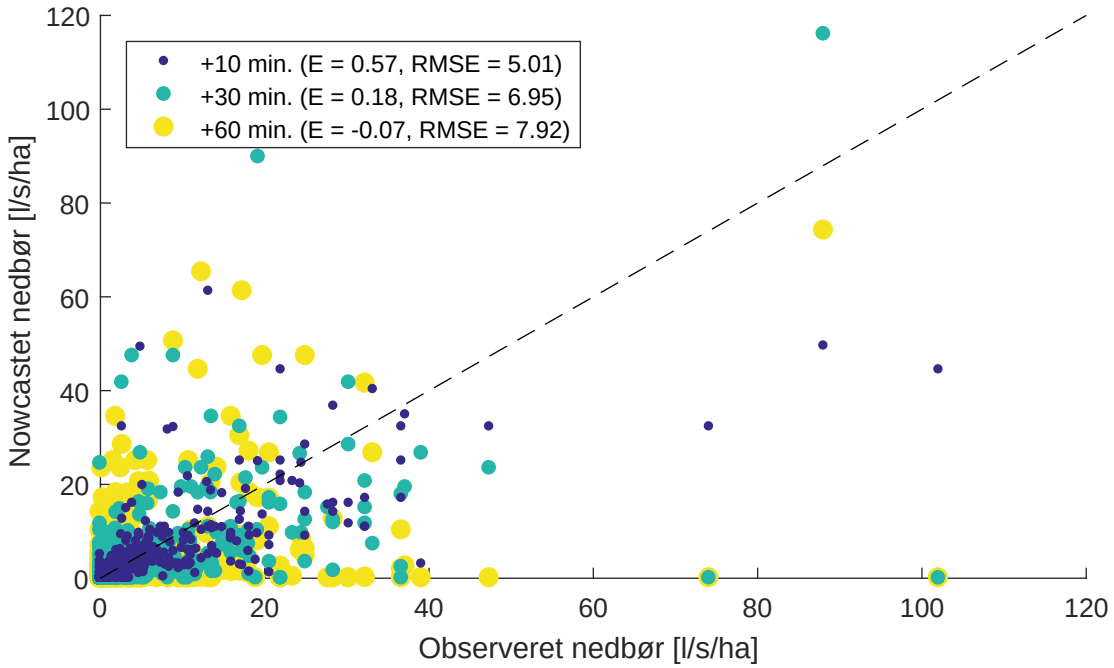
Figur H.1: Sammenligning mellem nowcastet regnintensitet og observeret regnintensitet til tidspunktet med maksimalt observeret regnintensitet i hver regnhændelse. E er Nash-Sutcliffes modeleffektivitets-koefficient og RMSE er Root Mean Square Error.

Det vurderes derfor sammenlagt, at korte perioder med høj regnintensitet ikke kan nowcastes meget tidligere end 10 minutter før. Hvis det antages fuldkommen vedvarenhed, altså at nedbøren ikke ændrer sig over lead time, dvs. for en lead time på 10 minutter antages det, at intensiteten er det samme som 10 minutter tidligere, er NSMK væsentligt lavere. Dette ses på figur H.2. For alle tre lead times ses det, at det nowcastet nedbør præsterer væsentligt bedre.



Figur H.2: Sammenligning mellem nowcastet regnintensitet og antaget vedvarenhed.

Sammenlignes den nowcastet regnintensitet med den observeret regnintensitet over hele regnhændelsen i stedet for tidspunktet med høj intensitet opnås væsentligt bedre resultater. Dette ses i figur H.3. Her ses det nu, at NSMK er over 0 for både lead times på 10 og 30 minutter. Det vurderes dermed, at nowcasts generelt præsterer dårligere ved høje regnintensiteter end over hele regnhændelsen.



Figur H.3: Sammenligning mellem nowcastet regnintensitet og observeret regnintensitet. E er Nash-Sutcliffes modeleffektivitets-koefficient og RMSE er Root Mean Square Error.

På baggrund af analysen kan det konkluderes, at nowcasts generelt underestimerer høje regnintensiteter. Samtidig kan det konkluderes, at nowcasts med lead times på 30 minutter og 60 minutter er for lange til at tilstrækkeligt kunne forudsige høje

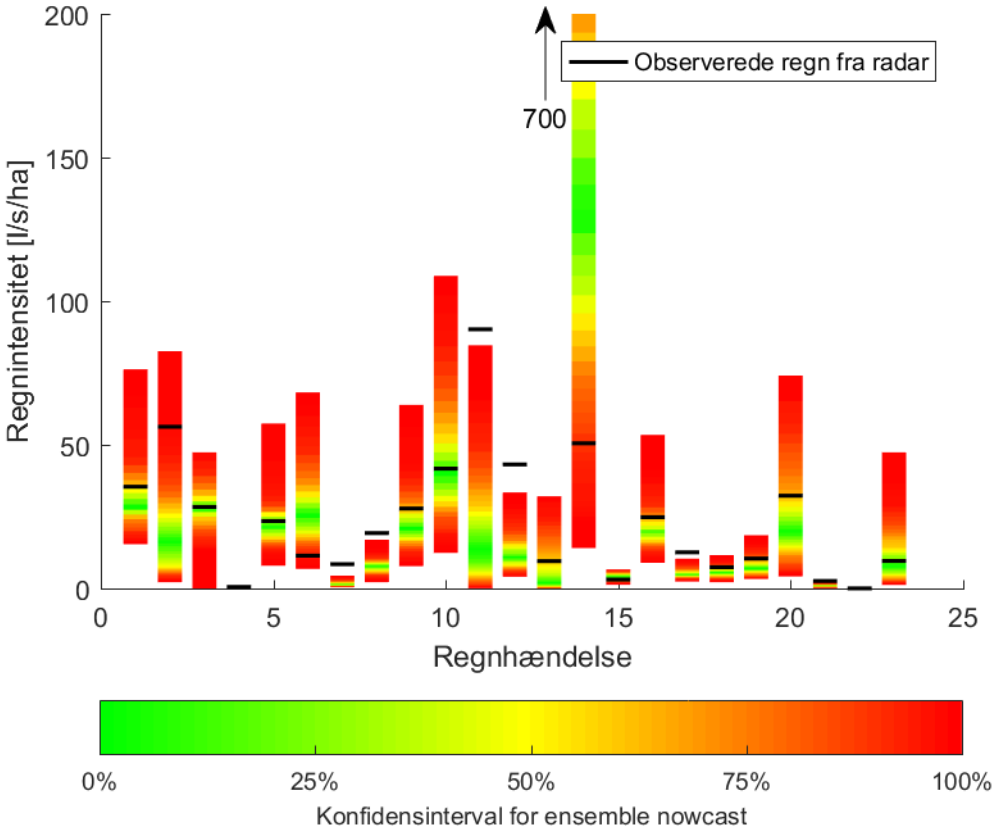
regnintensiteter.

H.1.1 Konservativ estimering af regnintensitet igennem ensembles

Ud fra de 300 ensembles er det muligt at betragte nowcasts igennem sandsynlighed. Hvis hver ensemble sorteres efter intensitet, kan alle ensemble nowcasts sammenfattes til en nedbørsintensitet sat i forhold til en fraktil.

100%-fraktilen er dermed den ensemble nowcast, der angiver den højeste nedbørsintensitet til et givent tidspunkt, og 0%-fraktilen er den ensemble nowcast, der angiver den laveste intensitet. 50%-fraktilen er median-intensiteten, hvor halvdelen af alle ensembles angiver en lavere nedbørsintensitet.

Figur H.4 viser en sammenligning af den maksimale observeret regnintensitet for hver hændelse sammenlignet med konfidensintervallet for de 300 ensemble nowcasts for en lead time på 10 minutter. Her ses det, hvorledes flere af de maksimale regnintensiteter kan forudsiges, hvis der anvendes ensemble nowcasts og vælges et højt konfidensinterval. Regnhændelse 11 og 12 er de eneste to regnhændelser, der har en høj regnintensitet og samtidig ikke dækkes af ensemble nowcasts.



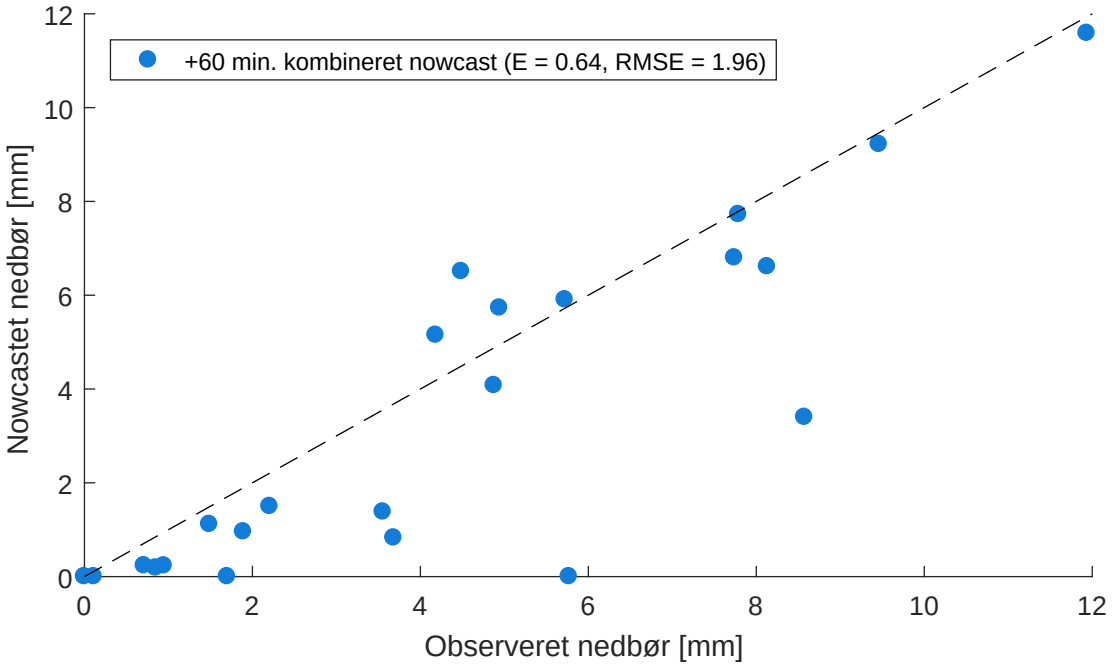
Figur H.4: Den maksimale observeret regnintensitet for hver hændelse sammenlignet med konfidensintervallet for de 300 ensemble nowcasts.

Det ses dog også, at ensemble nowcasts for regnhændelse 14 overestimerer regnintensiteten væsentligt. Både median-intensiteten og maks-intensiteten er over den reele observerede regnintensitet. Regnintensitet for den højeste ensemble nowcast for denne regnhændelse er 700 l/s/ha, hvilket svarer til, at 42 mm falder over de ti minutter, som nowcasten dækker.

H.2 Forudsigelse af regnvolumener over længere perioder

Det undersøges, hvorvidt nowcasts er i stand til at forudsige regnvolumer over længere perioder. Derfor sammenlignes den observeret nedbørsmængde med den nowcastet over samme periode. Der anvendes nowcastens fulde tidshorisont på 60 minutter. Derfor kombineres de tre nowcasts af 10 minutter, 30 minutter og 60 minutter til én samlet nowcast, som vist på figur 8.3 side 82.

For hver regnhændelse sammenlignes den 60 minutters tidsperiode med højest samlet observeret nedbør med nowcastet nedbør over samme periode. Sammenligningen ses i figur H.5.



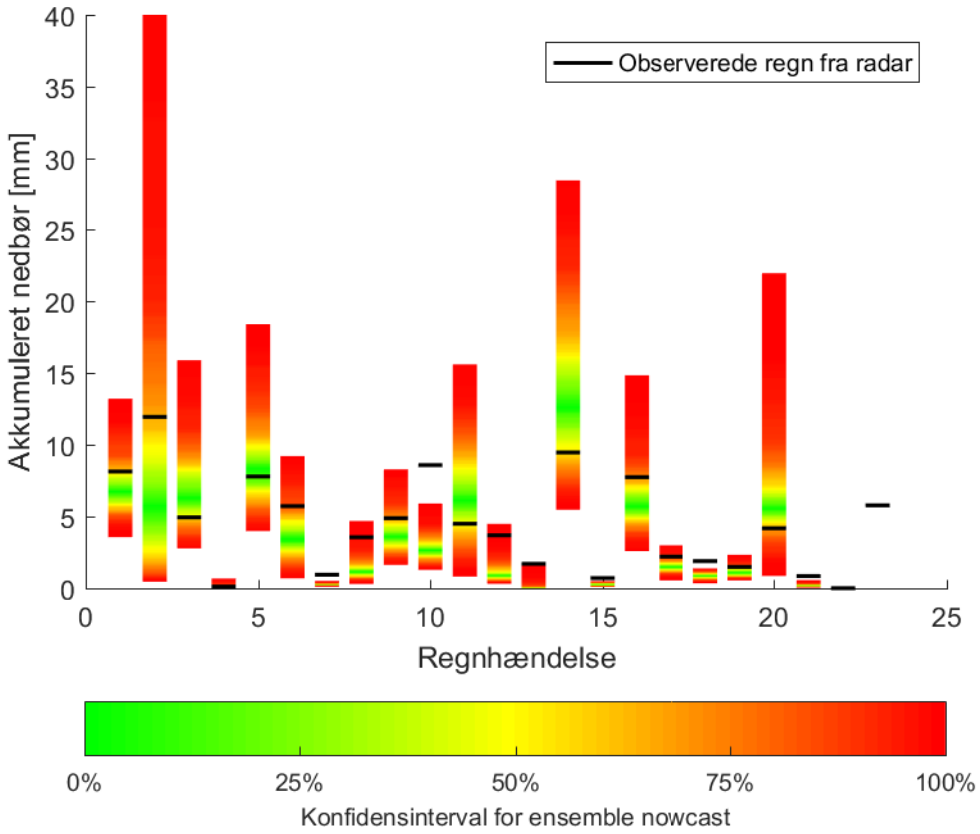
Figur H.5: Sammenligning af nowcastet og observeret nedbør for hver regnhændelse over 60 minutter. E er Nash-Sutcliffes modeleffektivitets-koefficient og RMSE er Root Mean Square Error.

Det ses, at der opnås en NSMK på 0,64. Nowcasts præsterer dermed godt til forudsigelse af regnvolumer over længere perioder. Det ses dog generelt, at nowcasts underestimerer den samlede nedbør. For én af hændelserne falder næsten 6 mm, som ikke er vist i nowcastene.

H.2.1 Konservativ estimering af regnvolumen igennem ensembles

De 300 ensembles anvendes til at undersøge, hvorvidt ensemble nowcasting kan give mere konservative forudsigelser af total regnvolumen per regnhændelse, for dermed at reducere antallet af underestimerede regnvolumener. Der anvendes samme metode som for maksimal regnintensitet beskrevet i bilag H.1.1.

Resultatet ses i figur H.6. Det ses, at ensembles kan reducere antallet af underestimerede regnvolumener. For regnhændelse 23 med en regnvolumen på 6 mm har hverken den deterministiske nowcast eller ensemble nowcasts forudsiget en regnvolumen, så der opnåes ingen forbedring.



Figur H.6: Den maksimale observeret regnvolumen over 60 minutter for hver hændelse sammenlignet med konfidensintervallet for de 300 ensemble nowcasts.